



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Effecten van 'ruimte voor water' op natuur in inundatiegebieden

Fase 1: aanpak en ontwikkeling van het paleo-instrument

A.A. Besse-Lototskaya

P.F.M. Verdonschot

R.C.M. Verdonschot



Alterra-rapport 1650, ISSN 1566-7197



Effecten van 'ruimte voor water' op natuur in inundatiegebieden

Effecten van ‘ruimte voor water’ op natuur in inundatiegebieden

Fase 1: aanpak en ontwikkeling van het paleo-instrument

Anna Besse-Lototskaya

P.F.M. Verdonschot

R.C.M. Verdonschot

Alterra-rapport 1650

Alterra, Wageningen, 2008

REFERAAT

Besse-Lototskaya, A., P.F.M. Verdonschot & R.C.M. Verdonschot, 2008. *Effecten van 'ruimte voor water' op natuur in inundatiegebieden. Fase 1: aanpak en ontwikkeling van het paleo-instrument*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1650. 77 blz.; 21 fig.; 5 tab.; 69 ref.

Als gevolg van klimaatverandering zullen behalve meer extreme laagwaters ook onregelmatige inundaties (wat betreft frequentie, intensiteit en duur) gaan optreden. Vernatting door berging en inundatie en klimaatverandering hebben beide grote gevolgen voor de natuur en dus ook voor de aquatische natuur langs de Nederlandse rivieren. Het doel van dit onderzoek is het effect van de toename in inundatiefrequentie en -duur op aquatische natuur in uiterwaardplassen te evalueren. In de eerste fase van dit project zijn de aanpak en het paleo-instrument ontwikkeld. De effecten van overstromingen op het ecosysteem in Nederlandse uiterwaardplassen worden door de combinatie van twee methoden beoordeeld. De eerste methode is gebaseerd op de ruimtelijke vergelijking tussen uiterwaardplassen die aanzienlijk verschillen in overstromingsdynamiek. De tweede methode is gebaseerd op de reconstructie van de overstromingen van de afgelopen 100-150 jaar met behulp van het paleo-instrument. Beide methoden richten zich op een combinatie van abiotische en biotische respons op de veranderingen in de overstromingsdynamiek van de uiterwaardplassen. In totaal, 4 uiterwaardplassen langs de IJssel zijn geselecteerd en onderzocht. Aan de hand van de voorlopige resultaten, zoals de reconstructie van de overstromingsgeschiedenis, de literatuurstudie, de velddata, de ontwikkelde boorkerntechniek en de selectie van een set van analyses, is een werkhypothese opgesteld die later getoetst wordt.

Trefwoorden: overstroming, uiterwaard, paleoreconstructie, diatomeeën, vernatting.

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice

© 2008 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veeleenvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding en voorafgaand onderzoek	11
1.2 Doel	12
1.3 Paleo-ecologie als instrument	12
1.4 Aanpak	13
1.5 Resultaten literatuurstudie naar de effecten van overstromingen op aquatische natuur in de Nederlandse rivieruiterwaarden	15
2 Methoden	37
2.1 Selectie locaties	37
2.2 Geschiedenis van overstromingen	38
2.3 Waterstandmetingen	39
2.4 Bemonstering van water en bodem	39
2.5 Sedimentatie uiterwaardplassen	40
2.6 Boorkern technieken	42
2.7 Verwerking van het sedimentprofiel	47
2.8 Diatomeeën	51
3 Resultaten	57
3.1 Selectie locaties	57
3.2 Geschiedenis van overstromingen	60
3.3 Waterstandmetingen	63
3.4 Water en bodem	64
3.5 Verwerking van het sedimentprofiel	66
4 Conclusies en planning	69
Literatuur	73

Woord vooraf

Waterbeherend Nederland is momenteel sterk in beweging als gevolg van de implementatie van zowel de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) als de richtlijnen van de commissie Waterbeheer 21ste eeuw (WB21). Daarbij zullen als gevolg van klimaatverandering behalve meer extreme laagwaters ook onregelmatige inundaties (wat betreft frequentie, intensiteit en duur) gaan optreden.

Maatregelen ten behoeve van de KRW moeten een goede ecologische waterkwaliteit opleveren. Maatregelen voor vasthouden en berging van water staan niet los van de waterkwaliteit en kosten ruimte die schaars is in Nederland.

Vernatting door berging en toegenomen inundaties door klimaatverandering hebben beide grote gevolgen voor de waterkwaliteit en de aquatische natuur langs de Nederlandse rivieren. Daarom is kennis nodig van effecten van het vergroten van de waterberging door extra inundatie en van de effecten van verhoogde inundatie als gevolg van klimaatverandering in relatie tot de kansrijkdom voor en kwaliteit van bestaande en nieuwe aquatische natuur in de rivieruiterwaarden.

Om uitspraken te kunnen doen over kwaliteit en kansrijkdom is kennis nodig van de randvoorwaarden die de aquatische natuur stelt aan inrichting en beheer, hydrologie en met name peilfluctuaties (inundatie) en fysisch-chemische omstandigheden.

Dit project is een eerste stap om de aquatische leemten aan te vullen. Het tracht de inmiddels aanwezige kennis te bundelen als basis voor verdiepend onderzoek.

Deze studie is uitgevoerd met financiering van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, cluster Vitaal Landelijk Gebied, thema Water.

Samenvatting

Als gevolg van klimaatverandering zullen behalve meer extreme laagwaters ook onregelmatige inundaties (wat betreft frequentie, intensiteit en duur) gaan optreden. Vernatting door berging en inundatie en klimaatverandering hebben beide grote gevolgen voor de natuur en dus ook voor de aquatische natuur langs de Nederlandse rivieren. Het doel van het project is het effect van de toename in inundatiefrequentie en -duur op aquatische natuur in uiterwaardplassen te evalueren.

In 2005 zijn de volgende resultaten bereikt:

1. De aanpak van het onderzoek is ontwikkeld. De effecten van overstromingen op het ecosysteem in Nederlandse uiterwaardplassen kunnen door de combinatie van twee methoden beoordeeld worden. De eerste methode is gebaseerd op de ruimtelijke vergelijking tussen uiterwaardplassen die aanzienlijk verschillen in overstromingdynamiek. De tweede methode is gebaseerd op de reconstructie van de overstromingen van de afgelopen 100-150 jaar met behulp van het paleo-instrument. Beide methoden richten zich op een combinatie van abiotische en biotische respons op de veranderingen in de overstromingdynamiek van de uiterwaardplassen.
2. De geschiedenis, de duur en de intensiteit van de overstromingen in de geselecteerde uiterwaardplassen met verschillende overstromingdynamiek zijn gereconstrueerd.
3. Met behulp van het literatuuronderzoek en de veldresultaten zijn een aantal meetprogramma's opgestart, is een nieuwe boorkerntechniek ontwikkeld en gebouwd en is een set van analyses voor het volgende jaar geselecteerd.
4. Aan de hand van de voorlopige projectresultaten is de volgende werkhypothese opgesteld. Onder de invloed van nutriëntrijk rivierwater verandert het ecosysteem van een weinig overstroomde uiterwaardplas ten tijde van een overstroming, waarna het herstel enige tijd duurt. De hersteltijd is afhankelijk van de intensiteit en de duur van de overstroming en is mogelijk ook indirect gerelateerd aan de frequentie van de overstromingen. Als de plas vaak overstroomd wordt, kan dat leiden tot blijvende veranderingen in / verstoring van het ecosysteem. De vraag daarbij is waar de drempel tussen de herstelbare en de blijvende veranderingen van het ecosysteem ligt, en welke factoren (frequentie, intensiteit, duur) daarbij de belangrijkste rol spelen.

Volgend jaar gaat het vervolgonderzoek zich richten op het testen van de werkhypothese.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en voorafgaand onderzoek

Naast de Europese Kaderrichtlijn Water heeft waterbeherend Nederland ook te maken met de richtlijnen van de commissie Waterbeheer 21ste eeuw (WB21). Maatregelen voor vasthouden en berging kosten ruimte die schaars is in Nederland. Een combinatie van verschillende functies, waaronder natuur, lijkt de oplossing.

Als gevolg van klimaatverandering zullen behalve meer extreme laagwaters ook onregelmatige inundaties (wat betreft frequentie, intensiteit en duur) gaan optreden.

Vernatting door berging en inundatie en klimaatverandering hebben beide grote gevolgen voor de natuur en dus ook voor de aquatische natuur langs de Nederlandse rivieren. Daarom is kennis nodig van effecten van het vergroten van de waterberging door extra inundatie en van de effecten van verhoogde inundatie als gevolg van klimaatverandering, beide in relatie tot de kansrijkdom voor bestaande en nieuwe natte natuur in de rivieruiterwaarden. Om deze kansrijkdom in te kunnen schatten is kennis nodig van de randvoorwaarden die de natte natuur stelt aan inrichting en beheer, hydrologie en met name peilfluctuaties (inundatie) en waterkwaliteit. Deze randvoorwaarden worden in dit project nader onderzocht.

In voorgaande jaren is op basis van literatuur kennis opgebouwd over de hydrologische en de biologische processen in uiterwaardplassen, met het accent op macrofauna en macrofyten onder de huidige milieuomstandigheden. Daarmee is enig inzicht verkregen in de relatie tussen de effecten van veranderingen in het overstromingspatroon van de Nederlandse uiterwaardplassen en het voorkomen van macrofyten en macrofauna. De verwachting is dat de samenstelling van de aquatische gemeenschap en met name de overheersende kenmerken van de organismen daarbinnen de verstoring als gevolg van overstromingen kunnen weergeven. Dit omdat er op basis van eerder onderzoek indicaties zijn dat er een bepaalde zonering bestaat in de soortensamenstelling van de macrofyten en macrofauna in geïsoleerde uiterwaardplassen langs een gradiënt van afnemende invloed van/contact met de rivier door overstromingen.

Echter de huidige milieuomstandigheden bestaan onder grote druk van verontreiniging en gewijzigde hydrologie. Daarom stond het onderzoek voor de keuze om (1) met behulp van theoretisch biologische kennis verder te gaan onder de aanname dat als gevolg van overstromingen juist bepaalde soorten (combinaties) voorkomen met specifieke traits (kenmerken), (2) te kijken naar het verleden en wel naar perioden waarin de verontreiniging veel geringer was en de inundaties nog redelijk natuurlijk.

Verkennd onderzoek in 2004 naar de mogelijkheden voor deze benadering leidde tot het inzicht dat een meer uitgebreide aanpak, meer financiële middelen en een

langere onderzoeksperiode nodig zijn. Dit kan met behulp van paleo-onderzoek; reconstructie van het aquatische systeem over de laatste 100-150 jaar aan de hand van sedimentprofielen en het daarin aanwezige biologische materiaal. De tweede onderzoeksrichting bood de mogelijkheid om op kortere termijn meer resultaten op te leveren en is hierna verder uitgewerkt.

1.2 Doel

Het doel van het project is het effect van de toename in inundatiefrequentie en -duur op aquatische natuur in uiterwaardplassen te evalueren door:

- het beschrijven van verschillen in inundatiefrequentie, -intensiteit en -duur op het aquatische ecosysteem op basis van omstandigheden in het verleden;
- het vaststellen van de milieuomstandigheden in uiterwaardplassen onder verschillende frequentie, intensiteit en duur van overstroming op basis van de huidige omstandigheden en die uit het verleden;
- het voorspellen van de gevolgen van toename van de inundatiefrequentie, -intensiteit en -duur op het aquatische ecosysteem.

1.3 Paleo-ecologie als instrument

Naast de veel gebruikte methoden om effecten van milieuveranderingen op ecosysteem te bestuderen zoals het monitoren, het modelleren en de substitutie van tijd door ruimte, wordt ook het paleo-ecologische onderzoek gebruikt voor de studie van milieuveranderingen aan de hand van sedimentinformatie. Behalve de traditionele toepassing van paleo-ecologie voor de reconstructie van de milieuveranderingen uit het verleden, kan de paleo-ecologische aanpak ook gebruikt worden als instrument om de ecologische vragen over het heden en de toekomst te beantwoorden. “Paleo-ecologie is het raam in het verleden en de sleutel voor onze toekomst” (Smol, 2002).

Het paleo-instrument kan ingezet worden voor de volgende doelen:

- het begrijpen van de mechanismen van ecologische processen door de gebeurtenissen uit het verleden te achterhalen;
- het reconstrueren van referentieomstandigheden (zeer goede ecologische toestand, ZGET) voor de watertypen waarvan de referentietoestand niet meer voorkomt;
- het voorspellen van de toekomstige situatie door de geschiedenis van een specifiek waterlichaam of de dynamiek van het aquatische ecosysteem te achterhalen (vooral in verband met de klimaatproblematiek);
- het toetsen van hypothesen op basis van de informatie uit het verleden.

Het paleo-instrument kan toegepast worden in alle typen Nederlandse oppervlaktewateren, en kan vragen beantwoorden ten aanzien van de referentietoestand ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water en de VHR/EHS, en klimaatgerelateerde vragen. Dit instrument is vooral waardevol omdat er perioden uit

het verleden gereconstrueerd kunnen worden waarin de menselijke verstoring van de structuur en de processen in het ecosysteem veel geringer waren of zelfs geen rol speelden. Het paleo-ecologische onderzoek wordt verricht aan de hand van de sedimentprofielen en met behulp van de combinatie van sedimentanalyses, dateringstechnieken en de ecologische beoordeling.

1.4 Aanpak

Om de effecten van inundaties op het ecosysteem in uiterwaardplassen te kunnen begrijpen en meten is het noodzakelijk de verschillende combinaties van abiotische en biotische factoren te onderzoeken. Ten eerste moet de toestand in de uiterwaardplassen onder niet overstroomde omstandigheden en tijdens overstromingen van verschillende frequentie, intensiteit en duur beschreven worden, uitgedrukt in een aantal meetbare abiotische parameters. Vervolgens kunnen deze toestanden gekoppeld worden aan de betreffende beschrijving van de biotische omstandigheden. De veranderingen in de biotische omstandigheden in relatie tot het overstromingspatroon kunnen vertaald worden naar de gevolgen van vernatting op de aquatische ecologie in inundatiegebieden.

De hypothese is dat het ecosysteem van een weinig overstroomde uiterwaardplas veranderd ten tijde van een overstroming, maar enige tijd daarna hersteld. De hersteltijd is afhankelijk van de intensiteit en duur van de overstroming en is mogelijk ook indirect gerelateerd aan de frequentie van de overstromingen. Als de plas vaak overstroomd wordt, kan dat leiden tot blijvende veranderingen in / verstoring van het ecosysteem. De vraag daarbij is waar de drempel tussen de herstelbare en de blijvende veranderingen van het ecosysteem ligt, en welke factoren (frequentie, intensiteit, duur) daarbij de belangrijkste rol spelen. Als deze vragen beantwoord zijn, dan kan er advies gegeven worden over de maatregelen 'ruimte voor water' met betrekking tot de randvoorwaarden om de aquatische natuur in de inundatiegebieden te behouden.

In dit project is gekozen voor twee methoden die elkaar tegelijkertijd aanvullen en toetsen:

1. Vergelijking van de twee typen plassen.

Deze methode is gebaseerd op de ruimtelijke vergelijking tussen twee typen uiterwaardplassen die aanzienlijk verschillen in overstromingsdynamiek (vaak overstroomde plas versus weinig overstroomde plas). Hierbij worden de verschillen in de huidige abiotische en biotische omstandigheden in de perioden buiten de inundaties onderzocht en geëvalueerd. Ook de verschillen in de abiotische en biotische factoren tussen deze twee typen plassen uit het verleden worden met behulp van het paleo-instrument bekeken.

Om de vergelijking te valideren moeten er behalve een verschillende overstromingsdynamiek en daaraan gerelateerde verschillen, ook alle andere parameters (zoals de geografische ligging, diepte, grootte) gelijk zijn. Ook is het vereist dat beide plassen niet in directe verbinding staan met het water uit de rivier.

2. Reconstructie van de overstromingen van de afgelopen 100-150 jaar.

Deze methode is gebaseerd op de vergelijking van de biotische omstandigheden tijdens de overstromingen en in de perioden buiten de overstromingen in de afgelopen 100-150 jaar. Hiervoor wordt er een paleo-instrument ontwikkeld en gebruikt. Met deze (subtiele) methode wordt niet alleen aandacht besteedt aan de veranderingen die in het ecosysteem optreden tijdens de overstromingen van verschillende intensiteit en duur, maar ook aan de aansluitende periode, die het herstel van het ecosysteem representeren.

Beide methoden richten zich op een combinatie van abiotische en biotische respons op de veranderingen in de overstromingsdynamiek van de uiterwaardplassen.

De overstromingsdynamiek kan uitgedrukt worden in de waterpeilfluctuatie, die kenmerkend is voor de aan/afwezigheid, intensiteit, duur en frequentie van een inundatie.

De abiotische respons op de overstromingsdynamiek kan uitgedrukt worden in de veranderingen van:

- sedimentatie (snelheid en sedimenttype);
- waterkwaliteit (fysisch-chemische metingen).

De biotische respons op de overstromingsdynamiek en daaraan gerelateerde abiotische veranderingen kan uitgedrukt worden in de veranderingen van de levensgemeenschappen, zoals verschillen in abundanties van verschillende soorten binnen verschillende organismegroepen. Het is aangetoond dat tijdens een overstroming van een uiterwaardplas eutrofiëring de belangrijkste stressor voor het ecosysteem is (zie sectie 1.5). Aangezien het tijdrovend en kostbaar is om de veranderingen in alle voorkomende organismegroepen te evalueren, is er gekozen voor de diatomeeën. Deze organismegroep is een van de 4 kwaliteitselementen van het Nederlandse Kaderrichtlijn Water beoordelingssysteem. De diatomeeëngemeenschappen zijn uitermate gevoelig voor de veranderingen in nutriëntengehalten en zijn daarom zeer geschikte indicatoren voor de eutrofiëring van oppervlaktewateren (zie sectie 2.8). Bovendien, worden diatomeeën succesvol gebruikt voor paleoreconstructies. Om de resultaten van de analyse van diatomeeëngemeenschappen te ondersteunen, worden ook pigmentenanalyses verricht die een aantal ecologische veranderingen, zoals die in de primaire productie en de samenstelling van de algengemeenschappen, kunnen achterhalen.

Dit jaar is vooral gewerkt aan:

- de literatuurstudie naar de fysische effecten van inundaties op uiterwaardplassen en de gevolgen hiervan voor het ecosysteem;
- het uitwerken van de methoden, onder andere aan de ontwikkeling van het paleo-instrument (methode van monsternemen, datering, analyse en biologische reconstructie). Deze methode wordt volgend jaar ingezet voor de daadwerkelijke reconstructie;
- de selectie van de geschikte locaties en het uitwerken van de hydromorfologische geschiedenis van de geselecteerde uiterwaardplassen;
- het opzetten van de waterpeil- en sedimentatiesnelheid metingen in de geselecteerde plassen;
- fysisch-chemische waterkwaliteitsmetingen; bemonsteringen van bodem en water voor biotische factoren in de geselecteerde plassen.

1.5 Resultaten literatuurstudie naar de effecten van overstromingen op aquatische natuur in de Nederlandse rivieruiterwaarden

Fysische/chemische gevolgen van een overstroming: Inleiding

Als gevolg van inundaties staan wateren in de uiterwaarden van een rivier tijdelijk in verbinding met de rivier. Deze periodieke laterale verbinding heeft grote invloed op het gehele ecosysteem en het functioneren van de componenten hierbinnen. Deze interacties worden beschreven in het Flood pulse concept (Junk *et al.*, 1989). De tijdelijke verbinding van de uiterwaardplassen met de rivier, dus een afwisseling van een verbonden en geïsoleerde fase, is sturend voor het functioneren van het ecosysteem door uitwisseling van organisch materiaal en nutriënten. Een aanvulling op dit concept wordt gegeven door Tockner *et al.* (2000) met een beschrijving van het hydrologische contact tussen de rivier en de uiterwaarden via het grondwater: het Flow pulse concept. Een stijging van het water in de rivier leidt tot overstromingen in de uiterwaarden door grondwatercontact, zonder dat er (of voorafgaand aan) een overstroming met rivierwater optreedt. Binnen een bepaalde tijdsperiode zijn er dus drie fasen van beïnvloeding van de rivier op een uiterwaardplas te onderscheiden (Figuur 1.5.1) (Amoros & Bornette, 2002):

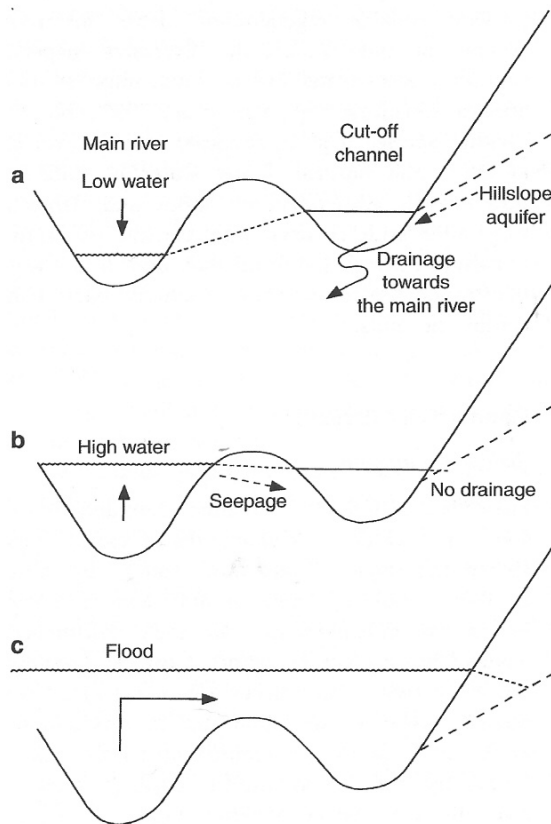
- geïsoleerd,
- contact tussen rivier en uiterwaardplas via grondwater (flow pulse),
- overstroming (flood pulse).

Klimaat, geologie, bodemtype, topografie, biota en antropogene invloed bepalen de chemische samenstelling van het rivierwater (Wilby & Gibert, 1996). Grote laagland rivieren zijn over het algemeen rijk aan nutriënten. Nutriënten worden door het rivierwater getransporteerd in de vorm van opgeloste stoffen en gebonden aan vaste deeltjes, zoals klei of slib. Tijdens inundatie (flood pulse) mixt het rivierwater met het water van de uiterwaardplassen en vindt er uitwisseling van onder andere nutriënten plaats (Junk *et al.*, 1989). In hoeverre de waterkwaliteit van de uiterwaardplas verandert tijdens de flood pulse hangt af van (Wilby & Gibert, 1996):

- frequentie flood pulses,
- tijdstip flood pulses ((groei)seizoen),
- verblijftijd water (Water Residence Time),
- thermische en chemische stratificatie,
- opname door biota,
- morfometrie uiterwaardplas,
- hoeveelheid sedimentatie,
- chemische samenstelling rivierwater.

Ondanks dat uiterwaardplassen (tijdelijk) in contact staan met de rivier (allochtoon proces), komen de nutriëntenconcentraties in de plassen (wanneer deze niet door inundatie verbonden zijn met de rivier) in veel gevallen niet overeen met die van het rivierwater, aangezien elke plas qua milieumomstandigheden en biochemische cycli verschilt (autochtone processen) (Wilby & Gibert, 1996). In veel gevallen wordt er een divergentie van de waterchemie waargenomen bij een afnemende overstromingsduur en afstand tot de rivier (Robinson *et al.*, 2002, Roozen, 2005, Schwartz *et al.*, 1996, Van den Brink *et al.*, 1993). Zowel in tropische gebieden (Zuid-Amerika) als in gematigde streken kunnen uiterwaardplassen als gevolg van

inundaties fungeren als 'nutrient sinks' (Hamilton & Lewis, 1987, Forsberg *et al.*, 1988, Junk *et al.*, 1989, Van den Brink *et al.*, 1994, Tockner *et al.*, 1999).



Figuur 1.5.1. Drie fasen van beïnvloeding van een uiterwaardplas door de rivier. a) geïsoleerde fase (plas wordt eventueel gevoed door kwel), b) flow pulse: indirect contact tussen de rivier en de uiterwaardplas via grondwater (aanvoer bepaalde nutriënten), c) flood pulse: directe uitwisseling tussen water uiterwaardplas en rivierwater (uitwisseling nutriënten, sediment, organismen) (Amoros & Bornette, 2002).

In dit hoofdstuk worden de fysische en chemische gevolgen van inundatie op uiterwaardplassen beschreven. Ten eerste wordt het sedimentatieproces in uiterwaardplassen tijdens een flood pulse behandeld:

- hoeveel sediment wordt afgezet bij een bepaalde overstromingsduur?
- waaruit bestaat dit sediment?
- wat voor effect heeft inundatie op de vertroebeling van het water?
- zijn bovenstaande vragen te relateren aan morfometrie uiterwaardplas?

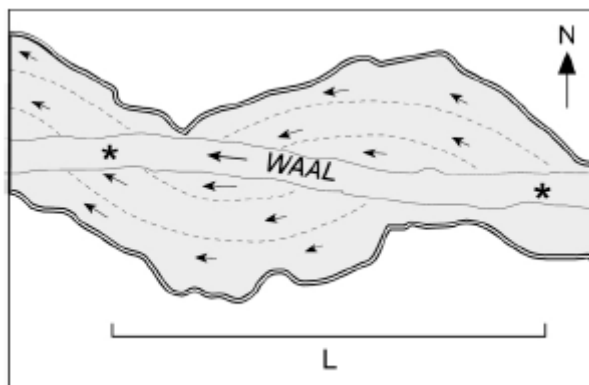
Ten tweede wordt het effect van een input van fosfaat en stikstof tijdens een inundatie toegelicht:

- welke processen liggen hieraan ten grondslag en wat vindt er plaats nadat de uiterwaardplas niet meer verbonden is met de rivier; treedt er herstel op naar de oude situatie en zo ja, hoe lang duurt dit?
- is er een relatie tussen de flood pulse frequentie/hydrologische connectiviteit en de nutriëntenverhouding in de plas ten opzichte van de rivier?

Wanneer er een overstroming plaatsvindt, wordt sediment getransporteerd vanuit de stroomgeul de uiterwaard in. Rivierwater met sediment komt bovenstrooms de uiterwaard binnen (Figuur 1.5.2). In deze uiterwaard blijft een gedeelte van het sediment achter in de vorm van (Reineck & Singh, 1973):

- 'Bank deposits': afgezet tijdens overstromingen, voornamelijk grofkorrelig sediment (bijvoorbeeld zand) dat niet oplost en dicht bij de stroomgeul van de rivier neerslaat (vormt oeverwallen),
- 'Flood basin deposits': fijnkorrelig sediment (klei, slib) wordt getransporteerd in suspensie en wordt tijdens een overstroming veel verder van de oorspronkelijke rivier afgezet.

Het rivierwater verlaat de uiterwaard vervolgens benedenstrooms en mixt weer met de waterstroom in de stroomgeul van de rivier (Asselman & Van Wijngaarden, 2002). Een natuurlijk watertype in de uiterwaarden van grote rivieren is een 'ox-bow lake' (Hupp, 2000). Deze meren ontstaan als gevolg van het afsnijden van meanders door de rivier. Reineck & Singh (1973) beschrijven de sedimentatie van materiaal in deze meren. In het begin, wanneer de meander nog niet volledig geïsoleerd is van de rivier, vindt er veel sedimentatie plaats aan de uiteinden van de afgesneden meander. Deze afzettingen bestaan vooral uit zand. Wanneer het ox-bow lake volledig is afgesloten van de rivier, neemt de sedimentatie sterk af er wordt er alleen nog sediment aangevoerd tijdens overstromingen. Dit proces zorgt voor het ontstaan van een opeenvolging van dunne laagjes afgezet materiaal op de bodem van het meer. Klei en organisch materiaal komen in het meer terecht, totdat dit uiteindelijk volledig gevuld is. De afgezette laagjes kunnen verschillen in samenstelling, kleur en korrelgrootte, afhankelijk van de samenstelling van de deeltjes in het rivierwater tijdens de overstroming.



Figuur 1.5.2. Volstromen van een uiterwaard van de Waal tijdens een overstroming. Pijlen geven de stroomrichting aan. Bij de sterretjes treedt menging op tussen water uit de uiterwaard en water uit de stroomgeul van de rivier (Asselman & Van Wijngaarden, 2002).

Nicolas & Walling (1997) onderscheiden drie stappen tijdens de inundatie van een uiterwaard. Wanneer het water in de rivier stijgt, is er eerst sprake van inundatie van de uiterwaard door kwel. Het waterpeil in uiterwaardplassen en andere laaggelegen

gebieden stijgt door aanvoer van kwelwater vanuit de rivier (flow pulse). Stijgt het water verder, dan wordt de rivier daadwerkelijk verbonden met de uiterwaard, doordat het water over de oeverwal (of zomerdijk) stroomt (flood pulse). De stroomrichting en stroomsnelheid worden nu sterk bepaalde door de lokale topografie van de uiterwaard.

Bij het volstromen van de uiterwaard is er in de meeste gevallen sprake van een stroomrichting met een loodrechte component ten opzichte van de stroomgeul van de rivier. Als gevolg hiervan wordt veel sediment overgebracht vanuit de rivier naar de uiterwaard als gevolg van convectiestromen (Pizzuto, 1987, Allen, 1985, James, 1985, Asselman & Van Wijngaarden, 2002). Uiteindelijk staat de gehele uiterwaard onder water en wordt de stroomrichting van het water minder beïnvloed door de lokale omstandigheden in de uiterwaard en meer door de vorm van de totale uiterwaard. Verschillen in stroomsnelheid en concentraties opgeloste deeltjes tussen het water in de uiterwaard leiden tot transport van sediment als gevolg van diffusiemechanismen (Pizzuto, 1987, Allen, 1985, Asselman & Van Wijngaarden, 2002). In deze gebieden zijn de sedimentconcentraties en dus de depositie van sediment veel meer variabel en lokaal.

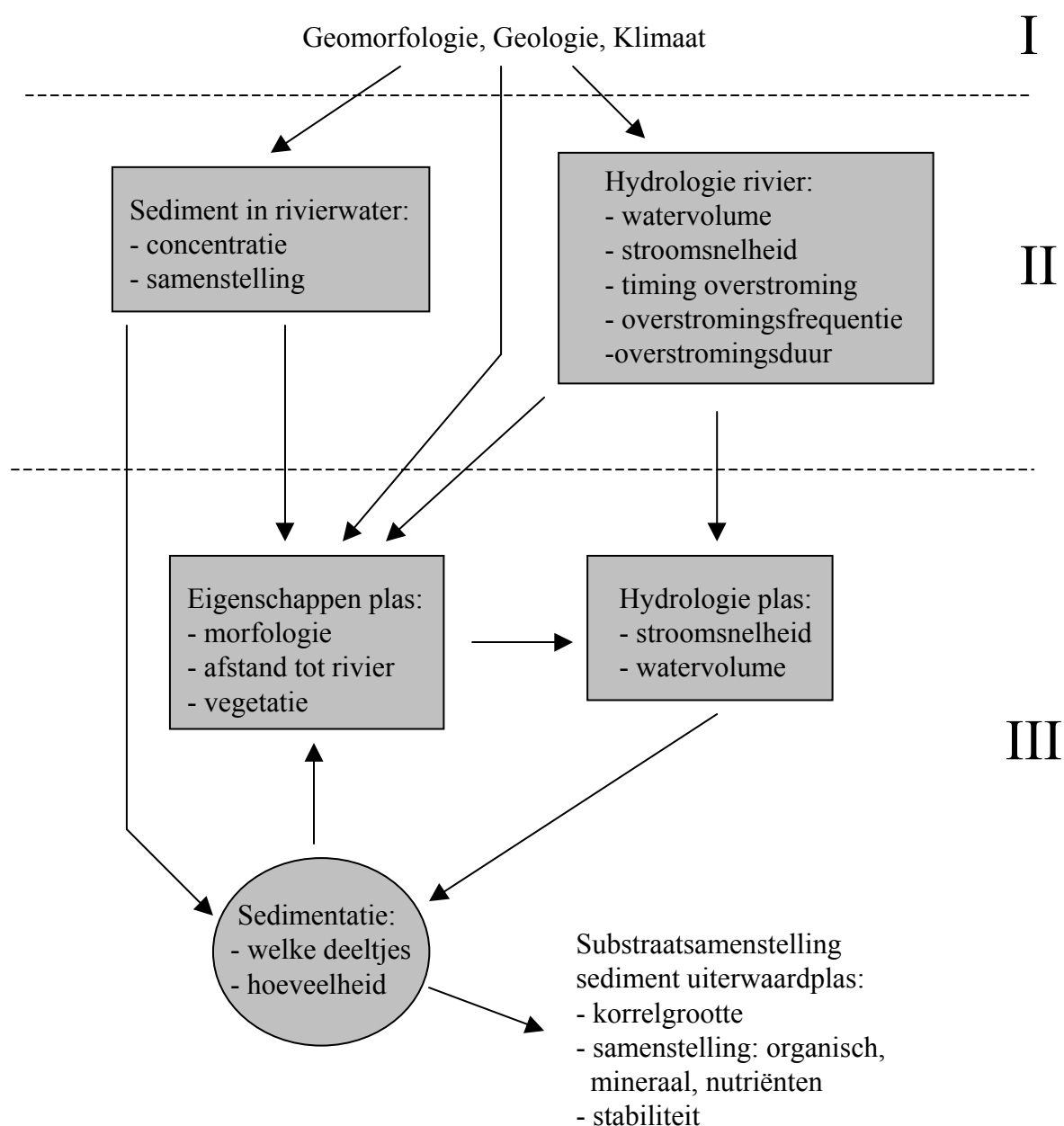
Het sedimentatieproces in de uiterwaarden van grote rivieren is sterk afhankelijk van de factoren zoals stroomsnelheid, hoogteverschillen en ruigheid van het oppervlak en werkt dus in op een zeer locale schaal. Ook is er sprake van een tijdsaspect; een aantal van deze factoren variëren gedurende de overstroming. Deze complexiteit maakt het voorspellen van de hoeveelheid die sediment afgezet wordt tijdens een overstroming zeer moeilijk (Hupp, 2000, Nicolas & Walling, 1997, Moreira-Turcq *et al.*, 2004). Recentelijk zijn er voor verschillende uiterwaarden modellen ontwikkeld om de sedimentatie te voorspellen, echter worden uiterwaardplassen hierin meestal buiten beschouwing gelaten.

De hoeveelheid materiaal die tijdens een overstroming in een uiterwaardplas sedimenteert, is afhankelijk van (Figuur 1.5.3):

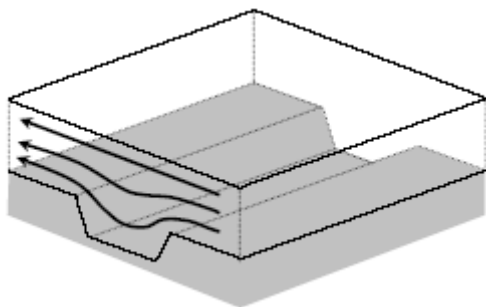
- Hoeveelheid deeltjes in het rivierwater (Van der Lee *et al.*, 2004). De hoeveelheid sediment dat de uiterwaard binnenkomt, is afhankelijk van de sedimentconcentratie in het rivierwater (Middelkoop & Asselman, 1998),
- Soort deeltjes. Elk type deeltje (organisch, mineraal) heeft bepaalde fysische eigenschappen (korrelgrootte, vorm, dichtheid) wat de bezinkingssnelheid kan beïnvloeden (Nicolas & Walling, 1997, Van der Lee *et al.*, 2004, Van den Brink, 1994). De samenstelling verschilt per rivier,
- Aangevoerd watervolume (Van den Brink, 1994),
- Overstromingsduur en overstromingsfrequentie (Van den Brink, 1994, Hupp, 2000). De tijd dat uiterwaard verbonden is met rivier is gecorreleerd met de hoeveelheid sedimentatie (Hupp, 2000),
- Stroomsnelheid van het water (Van der Lee *et al.*, 2004, Hupp, 2000, Schwartz *et al.*, 1996). Bij een lage stroomsnelheid treedt meer sedimentatie op dan bij een hoge stroomsnelheid. Wanneer de stroomsnelheid te hoog wordt, treedt er geen sedimentatie meer op, terwijl de hoeveelheid deeltjes in het water wel toeneemt (Asselman & Van Wijngaarden, 2002, Van der Lee *et*

al., 2004). Ook kan resuspensie van materiaal optreden, wanneer een bepaalde stroomsnelheid wordt overschreden. Kaal substraat is gevoeliger voor resuspensie dan begroeid substraat (Van den Brink, 1994),

- Morfologie van de uiterwaardplas: breedte, diepte (Moreira-Turcq *et al.*, 2004, Middelkoop & Asselman, 1998, Schwartz *et al.*, 1996, Van den Brink, 1994). De hoeveelheid gesedimenteerde materiaal tijdens een overstroming is in een diepe plas vaak enkele malen hoger dan in de rest van de uiterwaard. Dit is het gevolg van een verlaagde stroomsnelheid in gedeelten die relatief diep zijn ten opzichte van de rest van de uiterwaard (figuur 4). Deze gebieden treden op als een 'sediment trap' (Baptist, 2005, Asselman & Van Wijngaarden, 2002, Hupp, 2000).
- Morfologie omliggende uiterwaard (Middelkoop & Asselman, 1998, Moreira-Turcq *et al.*, 2004, Schwartz *et al.*, 1996, Van den Brink, 1994). Factoren zoals hoogte, reliëf omgeving, begroeiing omgeving hebben invloed op bijvoorbeeld de stroomsnelheid van het water en de hoeveelheid sediment die afgezet wordt,
- Afstand tot stroomgeul rivier (Hupp, 2000, Nicolas & Walling, 1997, Moreira-Turcq *et al.*, 2004, Van den Brink, 1994). De hoeveelheid gesedimenteerde materiaal neemt over het algemeen af wanneer de afstand tot de stroomgeul van de rivier (loodrecht) toeneemt, als gevolg van een afname van de sedimentconcentratie in water bij een toenemende afstand van de rivier en een toename in hoogte, met als gevolg een kortere inundatieduur en een lagere inundatiefrequentie (Nicolas & Walling, 1997),
- Aanwezigheid van macrofyten (Hupp, 2000, Baptist, 2005). Door veranderingen in de stroomsnelheid (gebieden met lagere stroomsnelheid tussen de planten) sedimenteert materiaal tussen de macrofyten.



Figuur 1.5.3. Factoren die de sedimentatie in een uiterwaardplas beïnvloeden op verschillende schaalniveaus: I: stroomgebied rivier, II: rivier, III: uiterwaardplas (lokaal). Zie tekst voor verdere verklaring.



Figuur 1.5.4. Verlaagde stroomsnelheid in dieper gedeelte van de overstroomde uiterwaard. Pijlen geven de richting van de waterstroom aan (Baptist, 2005).

Overstroming heeft in aquatische ecosystemen verschillende directe en indirecte effecten:

Helderheid water. Tweezijdig: in de eerste plaats neemt door toevoer opgelost sediment in waterkolom de helderheid af. Ten tweede kan afhankelijk van de textuur en stabiliteit van het sediment sneller of minder snel resuspensie optreden. Een afname van de helderheid heeft gevolgen voor de biota: bijvoorbeeld invloed op samenstelling en biomassa fytoplankton en de ontwikkeling macrofyten (Roozen *et al.*, 2003, Van den Brink *et al.*, 1994, Van Geest *et al.*, 2003),

Korrelgrootte heeft effect op grondwaterstromen: dichtslibbing met fijne deeltjes kan zorgen voor afname grondwater contact (Bravard & Gilvear, 1996),

Veranderingen in chemische samenstelling water door nutriënten die vrijkomen uit sediment (Van den Brink *et al.*, 1993),

Aangevoerd organisch materiaal vormt voedselbron voor biota (Junk *et al.*, 1989),

Veranderingen in morfometrie en hydrologie heeft effecten op bijvoorbeeld overstromingsduur en resuspensie door de wind, maar het ondieper worden van een meer door sedimentatie kan ook processen zoals vegetatiesuccessie bevorderen (Amoros *et al.*, 1996).

Fysische/chemische gevolgen van een overstroming: Effecten op waterchemie

Voedselarme en zwak gebufferde aquatische ecosystemen in de uiterwaardplassen worden door overstroming met voedselrijk, hard en sulfaatrijk water blijvend veranderd. Via overstroming worden nutriënten en slibdeeltjes aangevoerd, hetgeen leidt tot eutrofiëring. Fosfaat en stikstof spelen hierbij een belangrijke rol (STOWA Rapport-16, 2004).

De hoeveelheid fosfor in het rivierwater is afhankelijk van de hoeveelheid opgelost sediment. Dit hangt weer af van de hoeveelheid sediment die in het water terecht komt door onder andere erosie. Opgelost fosfor is voornamelijk afkomstig van lozingsbronnen, zoals zuiveringsinstallaties (Håkanson & Jansson, 1983). Tijdens een overstroming wordt fosfaat in verschillende vormen aangevoerd met het rivierwater (Russell *et al.*, 1998, Kalff, 2002, Håkanson & Jansson, 1983):

Een groot gedeelte in vaste vorm: 'particulate':

- gebonden in levende organismen,

- gebonden aan minerale deeltjes en anorganische complexen: kleimineralen, carbonaten, ijzerhydroxides,
- gebonden in dood organisch materiaal.

De rest in opgeloste vorm:

- belangrijke vorm vrij opgelost in het water: orthofosfaat ionen (PO_4^{3-}),
- polyfosfaten,
- geassocieerd met colloïdaal organisch materiaal,
- organische fosfaat-esters.

De hoeveelheid fosfaat in het rivierwater fluctueert, bijvoorbeeld door opname door fytoplankton, maar is over het algemeen zeer hoog gedurende het hele jaar in de Rijn (Van den Brink *et al.*, 1993, Van der Weijden & Middelburg, 1989) en de Donau (Limberger *et al.*, 2004). In de Adour (Frankrijk) is de concentratie opgelost en particulate fosfaat tijdens overstromingen hoger dan normaal (Brunet & Astin, 1998).

Een overstroming zorgt dus voor een aanvoer van allochtoon fosfaat naar de uiterwaard. In veel gevallen heeft dit invloed op de autochtone (interne) fosforkringloop in uiterwaardplassen (Van den Brink *et al.*, 1993, Tockner *et al.*, 2000, Wilby & Gilbert, 1996). Daarom is het belangrijk te weten welke mechanismen een rol spelen in een (uiterwaard)plas. Een overzicht van de mechanismen van de fosforkringloop in (ondiepe) meren worden gegeven in o.a. Kalff (2002), Håkanson & Jansson (1983) en Scheffer (1998).

Direct beschikbaar voor biota is het zogenoemde 'soluble reactive phosphorus' (SRP), wat met name bestaat uit orthofosfaat. Onder aërobe omstandigheden bindt orthofosfaat sterk aan bodemdeeltjes, met name kleimineralen en vormt oplosbare zouten met bepaalde metalen, zoals ijzer, calcium en aluminium. Vooral ijzer speelt een belangrijke rol in de beschikbaarheid van fosfor in de waterkolom. Onder aërobe omstandigheden (redox-potentiaal $> \sim 200\text{mV}$, komt overeen met ongeveer 0,1 mg/l O_2) wordt Fe(II) omgezet in Fe(III) en slaat orthofosfaat neer gebonden met Fe(III) als FePO_4 en met FeOOH als FeOOHPO_4 .

Onder anaërobe omstandigheden lossen deze ijzer-fosfaat-complexen echter weer op en keert het orthofosfaat terug in de waterkolom. In ondiepe meren is normaal gesproken de gehele waterkolom aëroob, net zoals de bovenste laag van het sediment. Dieper in het sediment is de bodem anaëroob. Gevolg hiervan is dat uit deze laag SRP omhoog diffundeert. De aërobe bovenlaag vormt een barrière doordat het een groot gedeelte van het SRP weer bindt. Ook wordt op deze manier veel van het SRP gebonden dat vrijkomt bij decompositie van organisch materiaal.

Wanneer de gehele waterkolom en het sediment anaëroob wordt, wordt SRP afgegeven. In een aantal gevallen geeft het sediment ook onder aërobe omstandigheden fosfaat af. Chemische processen spelen hierbij een rol:

- de capaciteit van ijzer om fosfaat te binden neemt af bij een hoge pH-waarden. Dit soort stijgingen kan optreden in ondiepe meren met een hoge fytoplankton- of macrofytenbiomassa (in groeiseizoen),

- in sedimenten met een hoog organisch gehalte kan sulfide geproduceerd worden uit als gevolg van sulfaatreductie. Dit heeft tot gevolg dat de hoeveelheid ijzer om fosfaat te binden afneemt. Fe(II) verdwijnt, omdat het bindt aan sulfide en vervolgens neerslaat als FeS,
- het sediment gaat orthofosfaat afgeven, wanneer de maximale adsorptiecapaciteit van de bodem overschreden wordt, zoals bij zeer hoge fosfaatbelasting.

Maar ook biologische en fysische mechanismen kunnen een rol spelen bij de afgifte (en opname) van fosfor uit aërobe sedimenten:

- Afbraak van materiaal door bacteriën, met behulp van fosfatase-enzymen en bepaalde zuren, kan afgifte van SRP tot gevolg hebben. Dit kan invloed hebben op de redox-potentiaal van het sediment. Bij een hoge sedimenttemperatuur (in de zomer) kan dit hoog zijn,
- Benthische macroinvertebraten en vissen kunnen fosforafgifte verhogen vanuit aërobe sedimenten door onder andere graven, filteren, foerageren en excretie (bioturbatie). Geen homogene verdeling van fauna over sediment, zowel horizontaal als verticaal: 'patchiness' en over tijd (seizoensinvloed) (Håkanson & Jansson, 1983). Maar ook verlagen door meer zuurstof in het sediment te brengen,
- Een laag van benthische bacteriën en algen op de overgang tussen sediment en waterkolom kan zowel een remming als een toename van de afgifte van fosfor tot gevolg hebben,
- Turbulentie door wind of gasbellen. Turbulentie heeft tot gevolg dat opgelost fosfor vanuit de anaërobe laag direct in de waterkolom terecht komt. Deze sedimentturbulentie kan het gevolg zijn van gasbellen (als gevolg van respiratie micro-organismen) of door opwerveling als gevolg van turbulentie veroorzaakt door de wind. Aan de andere kant zorgt deze turbulentie ervoor dat fosfaat gebonden wordt.

Van den Brink *et al.* (1993) onderzocht de waterchemie van enkele uiterwaardplassen. Het bleek dat opgelost fosfaat alleen werd uitgeput in de uiterwaardplassen die zelden of niet overstroomden. In de vaak overstroomde plassen traden pieken opgelost fosfaat en Chl-*a* herhaaldelijk na elkaar op (figuur 5). Deze toename van fosfaat kan het gevolg zijn van:

- diffusie van fosfaat uit het sediment na uitputting in de waterkolom door het fytoplankton, waardoor het adsorptie-desorptie equilibrium wordt hersteld (Van den Brink *et al.*, 1993, Scheffer, 1998),
- Hoge fotosynthese activiteit bij een hoge algenbiomassa leidt tot een stijging van de pH van het water en stimuleert daarmee de afgifte van fosfaat (Scheffer, 1998),
- Mineralisatie van een grote hoeveelheid dood fytoplankton kan leiden tot anaërobe condities in het sediment, met als gevolg afgifte van fosfaat (Scheffer, 1998).

Ook macrofyten beïnvloeden de fosforcyclus:

- Een deel van de macrofyten wortelt in de bodem en haalt nutriënten uit sediment in plaats van uit de waterkolom. Nutriënten die vrijkomen vanuit levende planten en bij decompositie van afgestorven plantenmateriaal kunnen dus verplaatst worden van sediment naar waterkolom. Echter, een groot gedeelte van de detritus afkomstig van deze planten keert weer terug naar sediment, bodems met vegetatie fungeren op die manier als sink voor P (Håkanson & Jansson, 1983),
- Macrofyten remmen turbulentie: vergroot kans op anaërobe omstandigheden aan de bodemoppervlakte, maar remt resuspensie en belemmert daarmee diffusie van fosfaat vanuit sediment (Scheffer, 1998),
- Fotosynthese kan leiden tot hogere pH (Håkanson & Jansson, 1983, Scheffer, 1998).

Stikstof wordt door het rivierwater getransporteerd als opgelost nitraat (NO_3^-), opgelost ammonium (NH_4^+) (dissolved inorganic nitrogen) en gebonden in organische verbindingen (dissolved organic nitrogen en particulate organic nitrogen). Het is afkomstig van atmosferische depositie, erosie (vanuit bijv. landbouwgebieden), regeneratie uit sediment, lozingen door bijvoorbeeld zuiveringsinstallaties en aanvoer vanuit grondwater en afwaterende rivieren (Kalff, 2002). Stikstof verschilt van fosfor; het accumuleert niet zo sterk in sediment, kan verdwijnen via atmosfeer als gas en heeft geen geologische oorsprong. Ook slaat het niet neer in onoplosbare vorm. Het stikstofgehalte reageert hierdoor veel sneller op veranderingen van input van nutriënten (Scheffer, 1998).

De hoeveelheid stikstof in het rivierwater fluctueert, bijvoorbeeld door opname door fytoplankton, maar is over het algemeen zeer hoog gedurende het hele jaar in de Rijn (Van den Brink *et al.*, 1993, Van der Weijden & Middelburg, 1989) en de Donau (Limberger *et al.*, 2004). Een overstroming zorgt dus voor een aanvoer van allochtoon stikstof naar de uiterwaard. In veel gevallen heeft dit invloed op de autochtone (interne) stikstofkringloop in uiterwaardplassen (Van den Brink *et al.*, 1993, Tockner *et al.*, 2000, Wilby & Gilbert, 1996). Daarom is het belangrijk te weten welke mechanismen hierbij een rol spelen. Een overzicht van deze processen wordt gegeven in o.a. Kalff (2002), Scheffer (1998) en Ringelberg (1976).

Decompositie van organisch materiaal (ammonificatie) leidt tot het vrijkomen van stikstof als NH_4^+ -N(ammonium). Ook scheiden vrijwel alle aquatische organismen ammonium uit als eindproduct van de stofwisseling. De hoeveelheid NH_4^+ is meestal laag. Onder aërobe omstandigheden wordt ammonium omgezet (nitrificatie) door bacteriën via nitriet (NO_2^-) naar nitraat (NO_3^-), met name in de aërobe bovenlaag van het sediment. Ook wordt het direct opgenomen als stikstofbron door algen en macrofyten. In onvervuilde wateren is NO_3^- -N de belangrijkste stikstofcomponent.

Onder anaërobe omstandigheden wordt nitraat door bacteriën omgezet naar of ammonium of N_2 gas (denitrificatie). Dit kan door de meeste algen niet als nutriënt gebruikt worden er verdwijnt als gas naar de atmosfeer, dit in tegenstelling tot fosfaat, dat niet blijvend uit het systeem kan worden verwijderd. Bij afwisselend

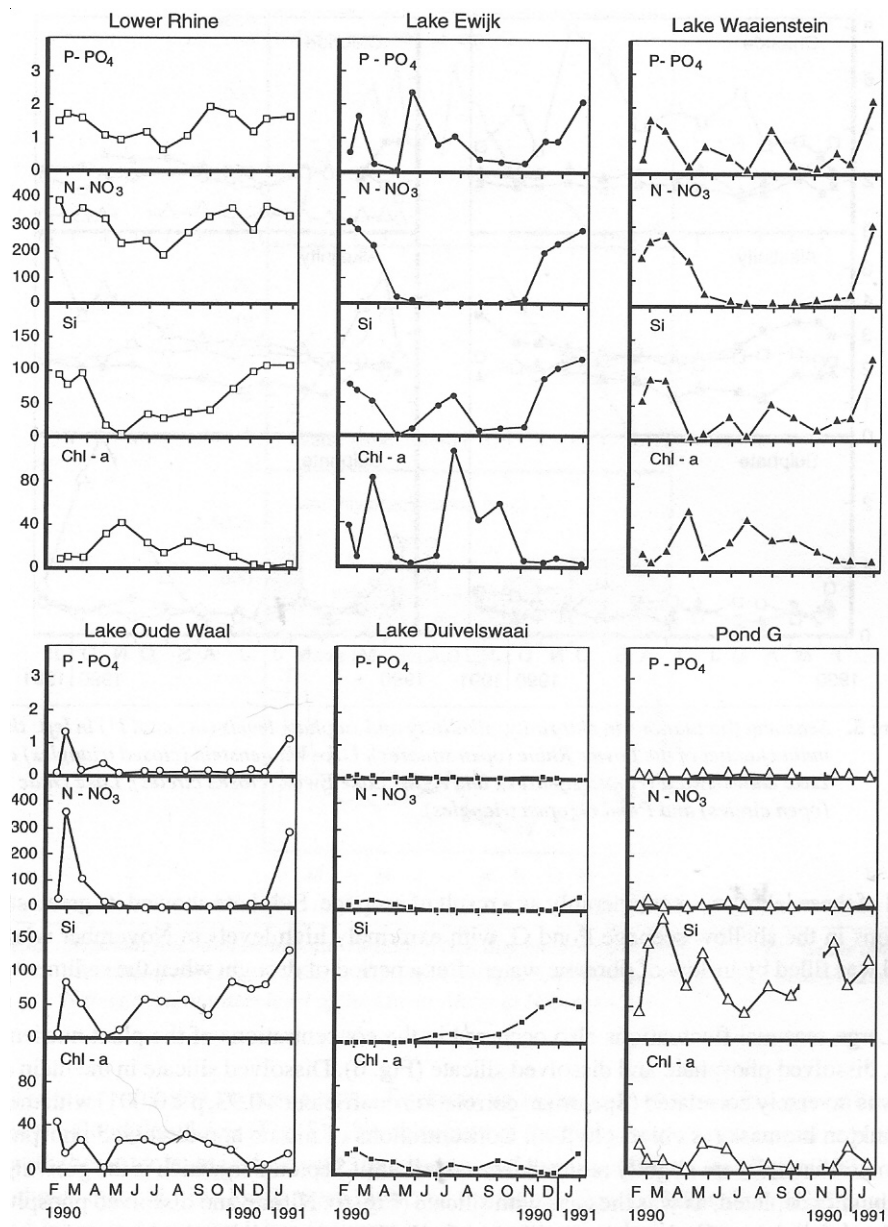
droogval en inundatie verdwijnt veel stikstof naar de atmosfeer. Dit zorgt ervoor dat ondiepe meren in de uiterwaarden kunnen fungeren als 'nitrogen traps'. Sommige cyanobacteriën kunnen echter N_2 wel als stikstofbron gebruiken. Deze N_2 fixatie zorgt dan voor een input van stikstof in het systeem.

Denitrificatie heeft anaërobe omstandigheden nodig, terwijl nitraat, het basisbestanddeel voor de reactie, alleen gevormd wordt onder aërobe omstandigheden, vandaar dat denitrificatie zich afspeelt in het sediment, waar perioden met zuurstof en zuurstofloze omstandigheden elkaar afwisselen.

Denitrificatie in sedimenten wordt versterkt door de aanwezigheid van ondergedoken en emergente macrofyten door:

- invangen van organisch materiaal: hogere input stikstof,
- creëren van zuurstofrijke zones rondom wortels en bladeren: mogelijkheden voor nitrificatie en denitrificatie,
- afgifte N_2 en N_2O aan atmosfeer via emergente macrofyten.

Van den Brink *et al.* (1993) onderzocht de waterchemie van enkele uiterwaardplassen. Het bleek tijdens het groeiseizoen, wanneer er geen overstroming plaatsvond, nitraat werd uitgeput in de waterkolom. Tijdens een overstroming werden de hoogste concentraties nitraat gemeten in de plassen (Figuur 1.5.5). Ook Tockner *et al.* (1999) vonden lagere nutriëntenconcentraties in uiterwaardplassen langs de Donau (Oostenrijk) tijdens de geïsoleerde fase dan tijdens een overstroming.



Figuur 1.5.5. Seizoensfluctuaties van nutriënten ($\mu\text{mol/l}$) en Chloryll-a ($\mu\text{g/l}$) in de Rijn en de uiterwaardplassen: Ewijk (overstroming: feb/nov-jan, 67 dagen), Waaienstein (feb/jan, 23 dagen), Oude Waal (feb/jan, 3 dagen), Duivelswaai (-, 0 dagen), Poel G (-, 0 dagen) (Van den Brink *et al.*, 1993).

In uiterwaardplassen is aangetoond dat met een toename van het aantal inundaties, het trofisch niveau en het chloridengehalte van deze wateren toenemen (Van den Brink & Van der Velde, 1991). Roozen *et al.* (2003) vonden een positieve correlatie tussen de concentraties totaal fosfaat en de inundatieduur. Voor de meeste aquatische natuurdoeltypen brengt overstroming met voedselrijk oppervlaktewater een verandering in de milieucondities van het natuurdoeltype teweeg. In voedselarme en matig voedselrijke aquatische natuurdoeltypen werkt overstroming met voedselrijk oppervlaktewater sterk eutrofiërend, maar ook in van nature voedselrijke

natuurdoeltypen zal vaak een verschuiving plaatsvinden in de richting van een hypertrofe situatie (STOWA Rapport-16, 2004).

Hoe groter het verschil in voedselrijkdom en macro-ionensamenstelling is tussen het gebiedseigen water en het overstromingswater, hoe groter de effecten van overstroming zullen zijn. Ook onregelmatige of incidentele overstromingen met gebiedsvreemd water zijn zeer nadelig voor alle voedselarme alsmede zure, zwak zure en zwak gebufferde aquatische ecosystemen (STOWA Rapport-16, 2004).

Aquatische ecosystemen zijn in vergelijking met terrestrische systemen gevoeliger voor de aanvoer van stoffen doordat meer opgeloste stoffen met het water achterblijven. Doordat minder of geen perioden met droogval optreden worden nutriënten bovendien minder vastgelegd (P) of verwijderd (N) (STOWA Rapport-16, 2004).

Gevolgen van een overstroming voor fytoplankton en macrofyten: Inleiding

Waterchemie en fytoplanktonontwikkeling in uiterwaardplassen zijn sterk gerelateerd aan de waterchemie en hydrologie van de rivier. Dit geldt voor zowel rivieren in gematigde streken als in tropische gebieden (Junk *et al.*, 1989, Van den Brink *et al.*, 1993, Hamilton & Lewis, 1987). De hoeveelheid nutriënten en de vorm waarin deze aangevoerd worden met het rivierwater verschillen per gebied, maar over het algemeen kan gesteld worden dat des te langer het water van de rivier met dat van de uiterwaardplas verbonden is, des te meer dit qua samenstelling tijdelijk op elkaar gaat lijken. In uiterwaardplassen van de Rijn worden hoogste concentraties nitraat en opgelost fosfaat gemeten tijdens overstromingen (Van den Brink *et al.*, 1993). Rivierwater met een hoog nutriëntengehalte zorgt dus voor een input van nutriënten in de uiterwaardplassen.

Overstromingsduur en overstromingsfrequenties zijn negatief gecorreleerd met het aantal soorten waterplanten (Van den Brink, 1994) en met de dominantie van ondergedoken waterplanten (Van den Brink *et al.*, 1991, van Geest *et al.*, 2003). In de uiterwaarden van de Rijn en Maas bleek het voorkomen van bepaalde soorten te relateren aan de inundatiefrequentie (Van den Brink *et al.*, 1991):

- lage inundatiefrequentie: *Stratiodes aloides*, *Equisetum fluviatile*,
- middelmatige inundatiefrequentie: *Ranunculus lingua*, *Nymphaea alba*, *Typha angustifolia*, *Sparganium erectum*,
- hoge inundatiefrequentie: *Nymphiodes peltata*, *Oenanthe aquatica*, *Polygonum amphibium*.

Hoge inundatiefrequenties en zomeroverstromingen lijken ondergedoken en drijvende waterplanten meer te beïnvloeden dan helofyten. De eerste groep werd sterker gereduceerd in soortenrijkdom bij toenemende inundatiefrequentie (Van den Brink *et al.*, 1991).

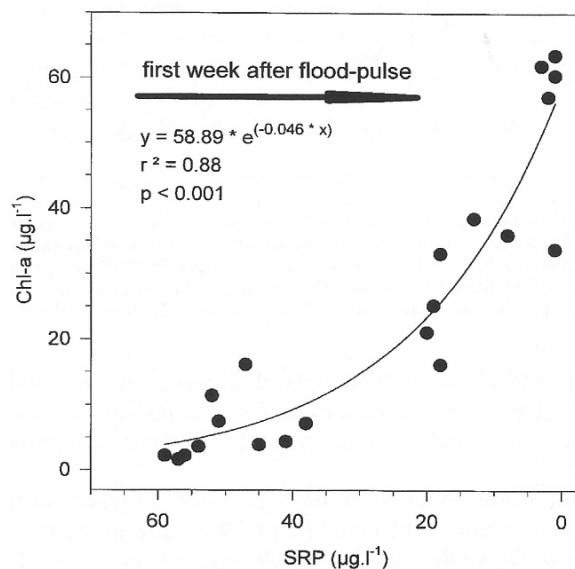
De effecten van inundatie op macrofyten kunnen zowel van directe als van indirecte aard zijn. In dit hoofdstuk worden de effecten van inundatie op fytoplankton en macrofyten beschreven:

- hoe verandert de soortensamenstelling na inundatie?
- wat voor effect heeft een verandering van waterchemie als gevolg van inundatie?
- wat zijn de fysische effecten van een overstroming?
- verschilt het effect per seizoen?

Gevolgen van een overstroming voor fytoplankton

In gematigde gebieden wordt er over het algemeen een toename van het Chl-*a* gehalte waargenomen in de uiterwaardplassen in de uiterwaarden van grote rivieren, als gevolg van een input van nutriënten, bijvoorbeeld in de uiterwaardplassen van de Rijn (Van den Brink *et al.*, 1993, 1994) en de Donau (Limberger *et al.*, 2004, Hein *et al.*, 1999). In Nederlandse uiterwaardplassen neemt de jaarlijkse Chl-*a* concentratie toe bij een toenemend aantal dagen overstroming per jaar (Van den Brink *et al.*, 1993).

Hein *et al.* (1999) onderzochten de invloed van een overstroming van de Donau (Oostenrijk) op de nutriëntenkringloop en fytoplanktonontwikkeling in een geïsoleerde nevelgeul in de uiterwaarden. Afname van stikstof was het gevolg van een toename van primaire productie en denitrificatie. SRP concentraties namen de eerste week na de overstroming sterk af (Figuur 1.5.6), als gevolg van opname door fytoplankton (zeer sterke stijging concentratie Chl-*a*) maar fluctueerden in de daarop volgende weken. Ze verklaarden deze fluctuaties aan de hand van het verlopen van de interne fosfaat kringloop in de nevengeul.



Figuur 1.5.6. Regressie van orthofosfaat vs. chlorofyll-*a* gedurende de eerste week na een flood pulse op basis van data uit 1991, 1995 en 1996 (Hein *et al.* 1999).

Primaire producenten, zoals fytoplankton, spelen dus een belangrijke rol bij de verdeling van nutriënten over het systeem (Håkanson & Jansson, 1983, Hein *et al.*, 1999). In gematigde streken is het tijdstip waarop de flood pulse plaatsvindt dan ook belangrijk (Junk *et al.*, 1989, Tockner *et al.*, 2000). Nederlandse uiterwaardplassen overstroomd in de meeste gevallen tijdens de winter en het voorjaar, zomeroverstromingen zijn zeldzaam (Van den Brink *et al.*, 1993). De overstromingen vallen dus voor een groot gedeelte buiten het groeiseizoen. De biologische activiteit van het rivier fytoplankton is bijvoorbeeld laag in de winter, als gevolg van lage temperaturen en weinig licht (Roozen, 2005). Een ander seizoenseffect is dat de watertemperatuur van de Rijn tijdens een overstroming in het voorjaar lager is dan normaal, met als gevolg lagere Chl-*a* concentraties (Ietswaart *et al.*, 1999).

Uit het bovenstaande blijkt dat overstromingen met nutriëntenrijk rivierwater worden gevolgd door een (tijdelijke) toename van het Chl-*a* gehalte. Echter is er relatief weinig bekend over hoe de soortensamenstelling van het fytoplankton verandert in uiterwaardplassen tijdens en na een overstroming. In de tropen (Zuid-Amerika) is het effect van een overstroming op de fytoplanktonsamenstelling beter onderzocht (o.a. Zalocar de Domitrovic, 2003, García de Emiliani, 1997). Echter is dit slecht te vergelijken met de situatie in gematigde gebieden, aangezien onder andere de seizoensinvloed ontbreekt en de duur van de overstroming veel langer is.

Uit onderzoek naar de fytoplanktonsamenstelling in de Rijn bleek dat diatomeeën de talrijkste groep vormen in het rivierwater en dat in de zomer cyanobacteriën en groene algen ook relatief talrijk zijn (Ietswaart *et al.*, 1999, Ibelings *et al.*, 1998). Er is in deze rivier over het algemeen sprake van twee Chl-*a* pieken, één aan het eind van het voorjaar en één aan het eind van de zomer (Ibelings *et al.*, 1998).

Uit onderzoek van Van den Brink *et al.* (1994) naar 100 uiterwaardenplassen in de uiterwaarden van de Rijn bleek dat de samenstelling van het fytoplankton veranderde bij een toenemende overstromingsduur. Fytoplanktontaxa behorende tot de Cyanobacteria, Chlorophyta en Euglenophyta werden vooral gevonden in wateren met lage Si/N en Si/P ratios en een relatief lange overstromingsduur (≥ 14 dagen/j), terwijl taxa behorende tot de Bacillariophyceae en Pyrrophyta het meest werden gevonden in wateren met hoge Si/N ratios en Si/P ratios en een korte overstromingsduur (≤ 4 dagen/j).

Limberger *et al.* (2004) onderzocht de soortensamenstelling gedurende een jaar in een uiterwaard van de Donau. Er traden in twee maanden overstromingen op: maart en augustus. De soortensamenstelling veranderde niet veel gedurende het jaar, behalve tijdens de twee overstromingen. De grootste veranderingen werden waargenomen in een geïsoleerde, relatief voedselarme, heldere uiterwaardplas. Plassen die vaker in verbinding stonden met de rivier hadden een soortensamenstelling die veel meer overeen kwam met die van de rivier, wat waarschijnlijk gerelateerd was aan een overeenkomstig nutriëntengehalte en troebelheid van het water.

Elber & Schanz (1990) volgden het verloop van de fytoplanktonpopulatie in het Uri meer, Zwitserland (diep, gestratificeerd) tijdens een overstroming in augustus. Dit

meer wordt direct gevoed door de rivier, waardoor er hier sprake is van een andere situatie dan in uiterwaardplassen. Echter worden in dit onderzoek enkele processen beschreven die ook kunnen gelden voor uiterwaardplassen.

De overstroming zorgde voor een input van nutriënten en een afname van de helderheid door aanvoer van deeltjes met het rivierwater. Twee weken na de overstroming werden twee effecten waargenomen:

- verlies van fytoplankton door coagulatie van fytoplankton met opgeloste deeltjes: kleine fytoplanktoncellen hechten zich aan de deeltjes in het water, met als gevolg dat de cellen sneller sedimenteren (Ohle, 1980, Elber & Schanz, 1990). Hierdoor nam de biomassa van bepaalde soorten af,
- door verhoogde nutriënten input met het rivierwater namen andere soorten sterk in aantal toe, met als gevolg een toename in Chl-*a* concentratie: met name soorten met hoge groeisnelheid, die snel en efficiënt gebruik kunnen maken van de beschikbare nutriënten en een lage lichtbehoefte hebben of zich actief kunnen verplaatsen (r-strategen) (Elber & Schanz, 1990).

Voor de overstroming werd het meer onder andere gedomineerd door *Tabellaria fenestra* (K-strateeg). Tijdens en vlak na de overstroming werd het meer gedomineerd door typische r-strategen (flagelaten), karakteristiek voor een eerder successiestadium. Als gevolg van de overstroming werd de fytoplanktongemeenschap van het meer dus als het ware teruggeplaatst in een eerder successiestadium. Een maand later nam de biomassa van het fytoplankton weer af, waarschijnlijk als gevolg van sedimentatieverliezen, begrazing door zoöplankton en sterfte van de r-strategen (hebben korte levensduur, groeien alleen explosief bij hoge nutriëntenconcentraties). Na deze bloei van r-strategen keerde de fytoplanktongemeenschap weer terug naar hetzelfde successiestadium als voor de overstroming; een situatie gedomineerd door K-strategen (ongeveer 2 maanden na overstroming).

Dit proces van 'reversion' in de autogene successie van fytoplankton (autogene successie: de interne cyclus en successie die het fytoplankton van een uiterwaardplas doorloopt zonder verstoringen, dus als gevolg van nutriëntenbeschikbaarheid, concurrentie en seizoen) als gevolg van een allogene verstoring (in dit geval overstroming) wordt ook beschreven door Reynolds (1980). Nadat de fytoplanktongemeenschap terug is gekeerd naar een eerder successiestadium, begint de successie opnieuw.

Van den Brink *et al.* (1994) geven een alternatief voor dit successiepatroon met 'reversions' als gevolg van verstoringen, ze beschrijven de mogelijkheid van meer permanente veranderingen in een uiterwaardplas door:

- introductie van nieuwe concurrentiekrachtige soorten met het rivierwater,
- meer permanente verandering van de chemische eigenschappen van de uiterwaardplas (bijvoorbeeld interne eutrofiëring door hoog fosfaatgehalte sediment).

Volgens Roozen (2005) is successie opnieuw mogelijk omdat niet de gehele fytoplanktongemeenschap verdwijnt tijdens een overstroming, bijvoorbeeld omdat

niet altijd al het water in een uiterwaardplas vervangen wordt. Pithart (1999) gaat ervan uit dat de waterchemie en fytoplanktonsamenstelling voor alle uiterwaardplassen na een overstroming met rivierwater tijdelijk gelijk is. Hij onderzocht het diversificatieproces van fytoplankton in uiterwaardpoelen direct na een overstroming in de uiterwaard van de Lužnice (Tsjechië). Bloei van *Cryptomonas marssonii* en *Rhodomonas lacustris* trad op tijdens de overstroming op ondiepe plekken met weinig stroming. Nadat de poelen weer geïsoleerd waren, trad er snel chemische diversificatie op. De poelen werden het gehele jaar gedomineerd door Cryptophyceae. Er was geen sprake van een autochtone successie, zoals beschreven door Elber & Schanz (1990) voor het Uri meer. Hij geeft hiervoor de volgende redenen: kleine wateroppervlakte, maar relatief diep, veel schaduw van omliggende begroeiing, gekleurd water door decompositie organisch materiaal, stratificatie door ontbreken windinvloed (als gevolg van begroeiing oevers).

Uit het onderzoek van Van den Brink *et al.* (1994) bleek dat macrofytenarme uiterwaardplassen ook soortenarm waren wat betreft fytoplankton. Deze plassen werden relatief vaak overstroomd. Dit kan het gevolg zijn van gebrek aan geschikt habitat (vegetatie, afgestorven plantenresten). De plassen met amper vegetatie werden gedomineerd door fytoplanktonsoorten van open water.

Gevolgen van een overstroming voor macrofyten

Winteroverstromingen hebben weinig directe invloed op macrofyten, aangezien in gematigde streken de meeste macrofyten overwinteren als ondergrondse structuren (Van Geest *et al.*, 2003). Overstromingen in het groeiseizoen hebben veel grotere effecten (Van den Brink *et al.*, 1991). Tijdens een overstroming in het groeiseizoen kunnen macrofyten wegspoelen en daardoor uit een uiterwaardplas verdwijnen: niet wortelende, vrij in de waterkolom zwevende soorten en door erosie ook in de bodem wortelende soorten (Van den Brink *et al.*, 1991).

Wegspoelen kan ook als positief worden ervaren:

- mogelijkheden tot dispersie en kolonisatie via rivierwater: met name transport van vegetatieve delen (sommige soorten vormen deze structuren zelfs als aanpassing aan overstromingen) (Barrat-Segretain *et al.*, 1998, Barrat-Segretain & Bornette, 2000), maar ook via zaden/oösporen (Bonis & Grillas, 2002);
- door erosie ontstane kale plekken bieden kansen voor bepaalde (pionier)soorten (aanwezig in zaadbank/aangevoerd met rivierwater) (Amoros & Wade, 1996). De uiterwaardplas wordt door erosie in zijn geheel of gedeeltelijk weer in een eerder successiestadium geplaatst, waardoor er verschillende successiestadia naast elkaar kunnen voorkomen, met als gevolg een hoge diversiteit (Bornette *et al.*, 1998). Erosie vindt in de Rijn echter weinig plaats (Van Geest *et al.*, 2003).

Over het algemeen heeft rivierwater een andere chemische samenstelling dan het water in uiterwaardplassen. Het nutriëntengehalte van het rivierwater is meestal

hoger dan dat van de uiterwaardplas (Van den Brink *et al.*, 1993). Tijdens inundatie (flood pulse) mixt het rivierwater met het water van de uiterwaardplassen en vindt er uitwisseling van nutriënten plaats (Junk *et al.*, 1989). Deze input van nutriënten kan verschillende effecten hebben op de macrofyten in de uiterwaardplas.

Een effect van een nutriënteninput is een toename van de macrofytenbiomassa, met als gevolg sterkere competitie om bijvoorbeeld licht. Snelle groeiers en soorten die dichte velden vormen zullen andere soorten beschaduwen. Eutrofiëring kan er toe leiden dat soorten met drijvende bladeren ondergedoken waterplanten gaan beschaduwen (Amoros & Bornette, 2002, Amoros & Wade, 1996).

Ook kan de nutriënteninput een sterke toename van het fytoplankton tot gevolg hebben, waardoor het lichtklimaat onder water verslechtert. Macrofyten worden hierdoor vervolgens belemmerd in hun groei, waardoor het fytoplankton de overhand kan krijgen (Amoros & Wade, 1996, Van den Brink *et al.*, 1991, Scheffer, 1998).

Een sterke toename van afgestorven plantenresten (als gevolg van verhoogde biomassa) verkleint de vestigingskansen voor wortelende macrofyten (Barrat-Segretain, 1996, Bornette *et al.*, 1998). Decompositie van plantenresten/organische bodem kan anaërobe omstandigheden tot gevolg hebben. Dit heeft weer afgifte van fosfaat uit het sediment tot gevolg, waardoor de uiterwaardplas verder eutrofiëert (Scheffer, 1998).

Behalve aanvoer van nutriënten voeren bepaalde rivieren (zoals de Rijn) tijdens een inundatie water aan met een hoog zoutgehalte. Een hoge saliniteit kan de groei van macrofyten remmen (Van den Brink & Van der Velde, 1993, Van den Brink *et al.*, 1991).

Tijdens een inundatie wordt met het rivierwater sediment aangevoerd. Dit heeft verschillende effecten op de macrofyten in een uiterwaardplas:

- (tijdelijke) afname helderheid door deeltjes in suspensie in de waterkolom, met als gevolg minder licht voor macrofyten (Amoros & Wade, 1996, Scheffer, 1998),
- sediment kan bladeren van ondergedoken waterplanten bedekken, met als gevolg verminderde fotosynthese (Elbersen & Roozen, 2003),
- met sediment worden nutriënten aangevoerd, wat kan leiden tot eutrofiëring (zie boven) (Håkanson & Jansson, 1983, Van den Brink *et al.*, 1991),
- aanvoer sediment verandert morfometrie uiterwaardplas (Håkanson & Jansson, 1983), verandering bodemtextuur zorgt voor afname contact grondwater tussen rivier en uiterwaardplas met als gevolg mindere fluctuaties in het waterpeil en aanvoer van nutriënten (Bravard & Gilvear, 1996, Roozen *et al.*, 2003). Het ondieper worden van de uiterwaardplas als gevolg van sedimentatie leidt weer tot vestigingskansen voor bepaalde soorten macrofyten en hiermee verder verloop van de successie (Amoros & Wade, 1996).

Sedimentatie en de aanwezigheid van macrofyten hebben tot gevolg dat een uiterwaardplas langzaam ondieper wordt, mits er tijdens perioden van inundatie geen erosie optreedt. Dit is een proces dat honderden jaren in beslag kan nemen. Amoros & Wade (1996) beschrijven de successie in ox-bow lakes:

1. Open water,
2. Fytoplankton zeer talrijk,
3. Ondergedoken waterplanten,
4. Macrofyten met drijvende bladeren,
5. Helofyten krijgen overhand,
6. Struiken/bomen.

De successie begint in met een dominantie van fytoplankton, wordt dit minder talrijk dan krijgen de macrofyten een kans zich te ontwikkelen. Kolonisatie door macrofyten is afhankelijk van de morfometrie van de uiterwaardplas (met name de waterdiepte) en lichtbeschikbaarheid. De lichtbeschikbaarheid is afhankelijk van de diepte en de hoeveelheid deeltjes in het water, zowel sediment als fytoplankton. In hypereutrofe situaties blijft de fytoplanktonbiomassa zo hoog, dat macrofyten geen kans krijgen. Verdere successie blijft in dat geval uit.

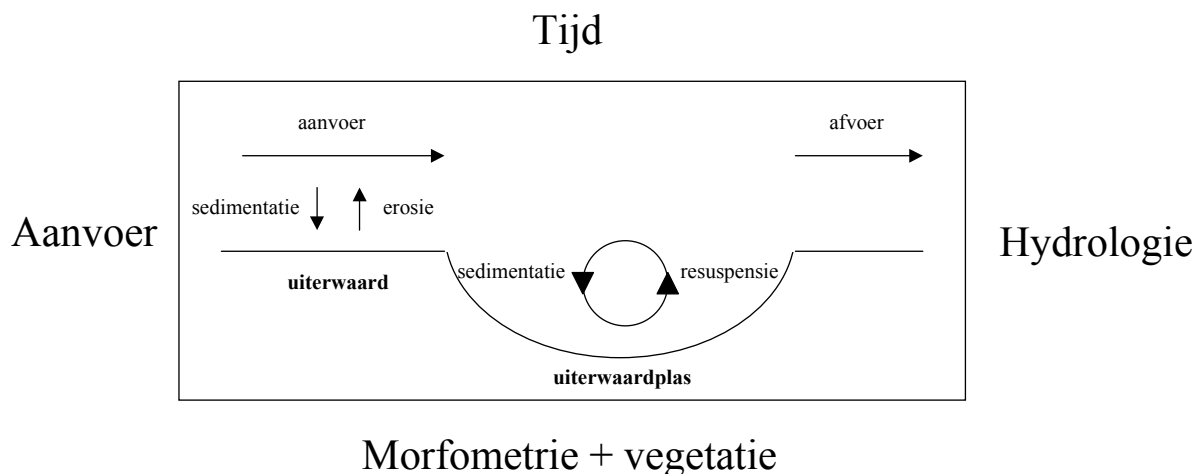
Eerst ontwikkelen er vegetaties van ondergedoken waterplanten (*Chara*, *Potamogeton*, *Myriophyllum*). Ondergedoken waterplanten verhogen sedimentatie door het invangen van sediment tijdens inundaties en ophoping van organisch materiaal, wat leidt tot verrijking sediment. Wordt het water vervolgens ondiep genoeg, dan kunnen macrofyten met drijvende bladeren zich vestigen (*Nuphar*, *Potamogeton natans*). De drijvende macrofyten nemen licht weg voor ondergedoken waterplanten. Tegelijkertijd ontwikkelen zich in de ondiepe oevergedeelten vegetaties met helofyten (*Phragmites*, *Typha*, *Scirpus*, *Carex*). Bij het ondieper worden van de plas breiden deze vegetaties zich steeds verder uit. Helofyten zorgen voor sterke evapotranspiratie, met als gevolg een lager waterpeil in groeiseizoenen, wat de voortgang van de successie stimuleert. Uiteindelijk, wanneer de uiterwaardplas zeer ondiep is geworden, verdringen de helofyten de drijvende macrofyten. Vervolgens vestigen zich bomen en struiken (onder andere *Salix*) in de uiterwaardplas, die de helofyten beschaduwden, waardoor ook deze uiteindelijk verdwijnen.

Ontbrekende informatie, mogelijkheden voor vervolg

Uit deze literatuurstudie valt op te maken dat er nog veel onduidelijkheden bestaan over de invloed van overstromingen op uiterwaardplassen. Met name de samenhang tussen de verschillende processen is onduidelijk.

In de literatuur zijn amper voorbeelden te vinden (afgezien van Middelkoop, 1997) van hoeveelheden gesedimenteerd materiaal in uiterwaardplassen. Over het algemeen worden de plassen genegeerd in sedimentatiestudies en wordt alleen de sedimentatie op het terrestrische gedeelte gemeten en geanalyseerd. Sedimentatie blijkt een proces te zijn, waarbij veel verschillende factoren een rol spelen, die ook nog eens fluctueren gedurende een inundatie. Sedimentatie in uiterwaardplassen is een proces dat

beïnvloed wordt op verschillende schaalniveaus (Figuur 1.5.3). De hoeveelheid sediment en samenstelling van het sediment op een bepaalde locatie zijn daardoor moeilijk te voorspellen. Kennis is nodig van 4 hoofdfactoren (Figuur 1.5.7).



Figuur 1.5.7. Hoofdfactoren sedimentatie:

- *Aanvoer:* wat wordt er aangevoerd met het rivierwater, dit wordt bepaald door de geologie, geomorfologie, antropogene invloed en klimaat stroomgebied.
- *Morfometrie & vegetatie:* Vorm en ruwheid oppervlak bepalen sedimentatie. Waar liggen de 'sediment traps' in de uiterwaard?
- *Hydrologie:* Hoeveelheid water en stroomsnelheid hebben invloed op sedimentatie
- *Tijd:* Tijd dat het water in de uiterwaard verblijft (*Water Residence Time*) beïnvloedt sedimentatie.

Het uitvoeren van metingen tijdens een overstroming geven informatie over de samenstelling en hoeveelheid sediment in de waterkolom tijdens de overstroming. Dit is de aanvoer van allochtoon sediment + resuspensie van autochtoon sediment. De grote vraag is in welke verhouding dit optreedt. De 4 hoofdfactoren spelen een belangrijke rol. Ook binnen de uiterwaardplas treden naar alle waarschijnlijkheid aanzienlijke verschillen op. Aan de hand van het bemonsteren van gesedimenteerde materiaal op de bodem na de overstroming (ten opzichte van de samenstelling bodem voor de overstroming) is af te leiden hoeveel sediment (en van welke samenstelling) er uiteindelijk is afgezet, mits dit niet telkens in resuspensie wordt gebracht, via bijvoorbeeld bioturbatie of windresuspensie.

De mechanismen die een rol kunnen spelen in de fosfor- en stikstofcycli in uiterwaardplassen tijdens de geïsoleerde fase zijn duidelijk en kunnen afgeleid worden van de processen die in ondiepe meren een rol spelen.

Uit alle geraadpleegde literatuur blijkt dat een floodpulse voor een aanvoer van nutriënten zorgt, zowel in de vorm van sediment als in opgeloste vorm. Deze nutriënten worden geïntegreerd in de autochtone kringloop van de uiterwaardplas. Van den Brink *et al.* (1994) laat een duidelijk verschil in verloop van fosfaat en nitraat over de tijd zien in uiterwaardplassen langs de Rijn. Er blijkt een groot verschil te zijn in het verloop van de nutriëntenconcentraties tussen langdurig overstroomde

uiterwaardplassen en zelden overstroomde plassen. De vraag is echter bij welke nutriënteninput een bepaald systeem verandert. Uit de literatuur blijkt dat er wat verandert bij een toenemende overstromingsduur, bijvoorbeeld nitraat- en fosfaatgehalten, toename troebelheid etc. maar het effect op het gehele systeem is weinig duidelijk. De hoofdfactoren zijn bekend, alleen ontbreekt het aan een integratie van deze verschillende factoren.

Primaire producenten (fytoplankton, macrofyten) spelen naar alle waarschijnlijkheid een zeer belangrijke rol in uiterwaardplassen, bijvoorbeeld door hun invloed op de nutriëntenbalans van een uiterwaardplas. Factoren zoals het tijdstip van de overstroming zijn daarom essentieel.

De rol van het sediment / de sedimentatie (fosfaat) maakt het nog gecompliceerder. Van den Brink *et al.* (1993) verklaren het optreden van nutriëntenpieken buiten de overstromingen om aan de hand van afgifte van het sediment (figuur 5). Dit vindt alleen plaats in de langdurig overstroomde plassen. Deze afgifte is weer gekoppeld aan fysische en biologische processen.

Om deze mechanismen te begrijpen moet gekeken worden naar een combinatie van:

- Fytoplankton & macrofyten: welke soorten, wanneer en waar komen ze voor, met name voor, tijdens, na overstroming,
- Chemische samenstelling rivierwater voor, tijdens en na een overstroming,
- Chemische samenstelling water uiterwaardplas, voor, tijdens en na een overstroming. Welke rol speelt sediment, hoeveel nutriënten (fosfaat) wordt hierin opgeslagen bij en na inundatie,
- Hoe verschillen deze waarden over de tijd: Wat is de rol van het seizoen op het geheel. Een overstroming in de zomer heeft andere effecten dan een overstroming in de winter,
- Wat is het effect morfometrie plas (zijn er verschillen binnen plas, er is bijvoorbeeld een duidelijk effect van morfometrie op sedimentatie tijdens inundatie).

Aangezien het hier een zeer complex web van interacties betreft moeten de verschillende gegevens met elkaar geïntegreerd worden; een factor afzonderlijk bekijken geeft maar een deel van de informatie, aangezien het geheel van factoren moeilijk los van elkaar gezien kan worden.

2 Methoden

2.1 Selectie locaties

Het onderzoek richt zich op 2 typen Nederlandse uiterwaardplassen die verschillen in overstromingsdynamiek:

Type I. Plassen die vaak overstroomd zijn (meerdere keren per jaar). Dit type uiterwaardplassen ligt meestal achter de zomerdijk van de rivier.

Type II. Plassen die weinig overstroomd zijn (niet meer dan een paar keer in 100 jaar). Dit type uiterwaardplassen ligt meestal tussen de zomer- en de winterdijk en wordt alleen overstroomd als het waterpeil in de rivier boven de hoogte van de zomerdijk stijgt (dus alleen bij zware overstromingen).

De algemene voorwaarden voor de selectie van de locaties van beide typen zijn:

- geïsoleerde ligging ten opzichte van de rivier, in de perioden buiten de overstromingen;
- vergelijkbare geografische ligging. De plassen moeten zijn gelegen in een uiterwaard van dezelfde rivier, in de nabijheid van elkaar;
- vergelijkbare diepte die groot genoeg is om de verstoring van de bodem als gevolg van jaarlijkse waterpeilwisselingen en turbulentie door overstroming te voorkomen. De zo min mogelijke verstoring van de bodem is vereist voor de toepassing van het paleo-instrument en daarmee de reconstructie van de geschiedenis van de plassen met behulp van de sedimentprofielen. De voor dit onderzoek geschikte Nederlandse plassen vallen onder de categorie van ≥ 6 m, zoals beschreven door Janse (1986);
- vergelijkbare grootte;
- zo min mogelijke en vergelijkbare menselijke verstoring van de bodem en het water in de plassen;
- de plassen moeten ouder zijn dan 150 jaar. Dit is een vereiste voor het gebruik van de methode 2 (zie sectie 1.4).

Om de betrouwbaarheid van de resultaten te vergroten is er besloten om twee van elk type plassen te onderzoeken. De uiterwaarden van de rivier IJssel zijn gekozen als het meest geschikt voor het onderzoek. Dit in verband met het vaak voorkomen van de diepe en geïsoleerd gelegen plassen ten opzichte van de uiterwaarden van andere grote rivieren in Nederland (Janse, 1986).

De selectie van de locaties voor de plassen van typen I en II zijn gemaakt met behulp van de volgende bronnen:

- topografische kaart van Nederland (schaal 1:25.000) en de rivierkaarten van de Rijkswaterstaat (schalen 1:10.000 en 1:5.000). De gegevens van deze kaarten zijn gebruikt bij de bepaling van de geografische ligging van de plassen en de ligging ten opzichte van de dijken, voor het bepalen van de

- mate van isolatie van een plas ten opzichte van de rivier en voor het bepalen van de grootte van een plas;
- historische topografische kaarten. De gegevens van deze kaarten zijn gebruikt bij de bepalingen van de leeftijd van de plassen, de eventuele veranderingen in de vorm en de grootte van de plassen en in de ligging en de hoogte van de dijken om de plassen heen, op de schaal van de afgelopen 100-150 jaar. Hierbij zijn de volgende historische topografische kaarten gebruikt:
 - a) Grote Historische Atlas van Nederland 1830-1855, schaal 1:50.000;
 - b) Historische Atlas Gelderland (gegevens uit 1885-1925) en Overijssel (gegevens uit 1884-1924), schaal 1:25.000;
 - c) kaarten van Rijkswaterstaat (gegevens uit 1840-1846, 1877-1906, 1925-1931; schaal 1:10.000).
 - literatuurbronnen. De gegevens uit de literatuurbronnen zijn gebruikt om een uiterwaard langs de IJssel te kiezen die het minst vaak overstroomd was in de afgelopen 150 jaar (voor de keuze van type II plas).

2.2 Geschiedenis van overstromingen

De reconstructie van de geschiedenis van de overstromingen is noodzakelijk om de parameters zoals intensiteit, duur en frequentie in beide typen uiterwaardplassen vast te stellen. Deze reconstructie is vooral belangrijk voor type II plassen als hulpmiddel bij de verwerking van de sedimentprofielen van de afgelopen 100 jaar.

De overstrominggebeurtenissen van de afgelopen 100 jaar worden afgeleid van de combinatie van de historische gegevens beschikbaar van de geselecteerd uiterwaardplassen en het uiterwaardgebied, en de historische waterstanden in de rivier IJssel ter hoogte van de geselecteerde plassen:

- bij het verzamelen van de historische gegevens over de overstromingen in het uiterwaardgebied is gebruik gemaakt van literatuurbronnen, gegevens van het RIZA, het Waterschap Veluwe en de Oudheidkundige Kring Voorst, en de gesprekken met boeren en vissers uit de omgeving van de geselecteerde plassen;
- de data van de historische waterstanden van de IJssel ter hoogte van de geselecteerde plassen zijn verkregen van Rijkswaterstaat (<http://www.watermarkt.nl/>). De waterstanden van de IJssel in de buurt van de gekozen locaties zijn sinds 1811 continu gemeten. Tussen 1811 en 1996 is er dagelijks gemeten; per 26 november 1996 zijn de metingen elk uur verricht. Het meetpunt Deventer (ten noorden van de locaties) is het dichtstbijzijnde gelegen punt en is daarom gekozen als referentie voor het overzicht van de overstrominggebeurtenissen. Er is ook rekening gehouden met de gegevens van het meetpunt Zutphen, dat ten zuiden van de locaties ligt. De waterstandgegevens (hoogte van de waterstand en datum van de meting) sinds 1900 uit Deventer en Zutphen zijn gerangschikt naar waterhoogte. Vervolgens is er een lijst gemaakt van de hoogwatergebeurtenissen met maximaal bereikte waterhoogte, datum van de maximale waterhoogte en duur van de hoogwaterstand in dagen.

De twee bovengenoemde bronnen van gegevens zijn samengevoegd om de overstrominggebeurtenissen in de geselecteerde plassen te reconstrueren.

De data met de historische waterstanden van de IJssel zijn ook gebruikt om te achterhalen of de klimaatveranderingen en de menselijke verstoring in de afgelopen 100 jaar geleid hebben tot de significante veranderingen in de waterpeildynamiek in de Nederlandse rivieruiterwaarden. Hiervoor zijn de watergegevens uit het meetpunt Deventer omgezet in de hoogwatergebeurtenissen (waterstand hoger dan 6 m) en is het aantal hoogwatergebeurtenissen geteld in perioden van 10 jaar, sinds 1900. De trend in de hoogwatergebeurtenissen geeft een beeld van de milieuveranderingen op de overstromingdynamiek in de Nederlandse rivieruiterwaarden.

2.3 Waterstandmetingen

Om de overstromingdynamiek in de geselecteerde uiterwaardplassen te monitoren (als onderdeel van de methode 1) worden de waterstanden gemeten in één van elk type plas. De veldmetingen worden verricht in de Bolwerksplas (type I plas) en de Lazaruskolk (type II plas), 1 keer per uur 1 jaar lang, vanaf 4 november 2005. Hiervoor wordt een waterhoogte datalogger 'Diver' (Schlumberger) gebruikt.

2.4 Bemonstering van water en bodem

Hydromorfologische beschrijving

De volgende hydromorfologische parameters zijn beschreven van de geselecteerde uiterwaardplassen:

- ligging ten opzichte van en verbinding met de rivier de IJssel;
- maximale diepte;
- oppervlakte;
- seizoensgebonden waterstandfluctuaties op basis van sporen van hoogwater op waterplanten en bomen.

In 2005 zijn de hydromorfologische beschrijvingen van de Bolwerksplas (type I plas) en de Lazaruskolk (type II plas) gemaakt.

Bemonstering water

Het water uit de geselecteerde uiterwaardplassen is bemonsterd om de diatomeeënsamenstelling en de fysisch-chemische kwaliteit te beschrijven:

- de diatomeeën zijn bemonsterd van levende gedeelte van de rietstengels. Het Europese protocol (Furse et al., 2006) is gebruikt voor de bemonstering en de laboratoriumverwerking van de diatomeeënmonsters. De resultaten van het onderzoek naar de diatomeeën uit de watermonsters worden gebruikt als ijk materiaal voor de paleoreconstructie in methode 2 en om de huidige

biotische omstandigheden van beide typen plassen in methode 1 te vergelijken;

- de fysisch-chemische kwaliteit van het water is bepaald door EGV, temperatuur, zuurstof en pH metingen in het veld, en door het nemen van watermonsters. De analyses zijn verricht in het laboratorium van Hydron. De resultaten van de fysisch-chemische analyses worden gebruikt om de abiotische verschillen tussen twee typen plassen te beschrijven (methode 1).

In 2005 zijn watermonsters genomen in de Bolwerksplas (4 november) en in de Lazaruskolk (3 augustus en 4 november).

Om de waterkwaliteit van verschillende typen uiterwaardplassen met die van de rivier te vergelijken zijn van Rijkswaterstaat (<http://www.aqualarm.nl/>) de chemische gegevens van het oppervlaktewater verkregen. Omdat de chemische kwaliteit van het water in de IJssel niet gemeten wordt, zijn de gegevens van de rivier Rijn (meetpunt Lobith) gebruikt. Voor de vergelijking is voor de gegevens van 4 november 2005 (11:47 uur), de datum van de fysisch-chemische bemonstering van de Lazaruskolk en de Bolwerksplas, gekozen.

Bemonstering bodem

De monsters van de bodemsedimenten zijn gebruikt:

- voor de studie van de diatomeeën;
- voor een quick-scan van de macrofauna;
- als hulp bij het maken van een ontwerpkeuze voor de boorkerntechniek.

De diatomeeën en de macrofauna geven een beeld van de verschillen in biotische omstandigheden tussen twee typen plassen (methode 1). De afwezigheid van de bentische vormen in de macrofauna kan duiden op zuurstofloze omstandigheden op de bodem van een plas. De bodembemonstering in de geselecteerde plassen gebeurde door het nemen van een bodemhap.

In 2005 zijn de bodemonsters genomen in de Bolwerksplas (4 november) en in de Lazaruskolk (3 augustus en 4 november).

2.5 Sedimentatie uiterwaardplassen

Sedimentatiesnelheid uit literatuur

De sedimentprofielen uit de geselecteerde uiterwaardplassen worden gebruikt voor het reconstrueren van de overstrominggeschiedenis van de afgelopen 100-150 jaar. De boorkerntechnieken voor het verkrijgen van de sedimentprofielen worden gekozen aan de hand van de lengte van de sedimentprofielen, en zijn dus afhankelijk van de sedimentatiesnelheid in de plassen in de afgelopen 110-150 jaar.

Uit de literatuur is er relatief weinig bekend over de sedimentatie in de Nederlandse rivieruiterwaarden. De sedimentatiesnelheid in uiterwaardplassen is sterk afhankelijk van de ligging en de mate van de isolatie van de plas ten opzichte van de rivier, en van de overstromingsdynamiek. Door de veranderingen in de overstromingsdynamiek is het moeilijk om de sedimentatiesnelheden uit het verleden te achterhalen. Door de verschillen in de omstandigheden tussen individuele uiterwaardplassen is het ook moeilijk om de beschikbare gegevens uit de literatuur toe te passen op de in het project geselecteerde locaties.

Een recente studie van de Nederlandse rivieruiterwaarden (Middelkoop, 1997) omvat de berekeningen van de sedimentatiesnelheid in een aantal uiterwaardplassen langs de Waal. De resultaten (Tabel 2.5.1) zijn gebaseerd op de ^{210}Pb dateringen van de sedimentprofielen en op historische gegevens.

Tabel 2.5.1. Sedimentatiesnelheid in een aantal uiterwaardplassen langs de Waal (Middelkoop, 1997).

Locatie plassen	Periode	Sedimentatie snelheid, cm/jaar
ZG (tussen kade en winterdijk; bijna jaarlijks geïnundeerd)	1920-1990	1.4
WU (tussen zomer- en winterdijk; geïnundeerd, alleen door zware overstromingen)	1726-1870	5.4
	1870-1900	2.8
	1900-1945 (nauwelijks geïnundeerd)	0.6
	1945-1990 (bijna jaarlijks geïnundeerd)	2.2
WI (buiten de winterdijk; niet geïnundeerd)	1890-1990	0.8
TU (tussen kade en winterdijk; bijna jaarlijks geïnundeerd)	1867-1890	4.5
	1890-1990	2.1

De plassen ZG en TU uit de studie van Middelkoop (1997) kunnen aan de hand van de overstromingsdynamiek worden vergeleken met onze type I plassen. De sedimentatiesnelheid varieerde tussen 1.4 en 4.5 cm/jaar. Plas WU is vergelijkbaar met onze type II plassen (sedimentatiesnelheid 0.6-5.4 cm/jaar). De sedimentatiesnelheid in de plas WI (0.8 cm/jaar) is een referentie voor de snelheid in de perioden buiten overstromingen.

Als we de informatie uit de tabel 2.5.1 onderverdelen in de perioden met verschillende overstromingsdynamiek en -frequentie, dan bedraagt de gemiddelde sedimentatiesnelheid in perioden met jaarlijkse inundatie circa 2.1 cm/jaar. In de perioden zonder overstromingen bedraagt de sedimentatiesnelheid ca. 0.8 cm per jaar. De uitzonderlijk hoge sedimentatiesnelheden worden als minder betrouwbaar gezien, omdat de berekeningen hiervan zijn gebaseerd óf op een heel korte tijdsperiode, óf op relatief oude sedimenten.

De studie van Reijne (1948), gebaseerd op de studie van de uiterwaardplassen in Noord-Holland, laat een vergelijkbare sedimentatiesnelheid van organisch materiaal zien die 1.5-2.5 cm/jaar bedraagt. Deze gegevens zijn berekend met behulp van metingen van water- en sedimentdiepten, samen met historische gegevens.

Gebaseerd op de literatuurgegevens, wordt er in dit project uitgegaan van een sedimentatiesnelheid van tussen 0.8 en 2.1 cm per jaar voor type II plassen (gemiddeld 1.4 cm per jaar). De sedimentatiesnelheid van type I plassen ligt in ieder geval boven 2.1 cm per jaar. Om in type II plas een sedimentregistratie van ongeveer 150 jaar te verkrijgen is er circa 2 m sediment nodig. Aangezien de sedimentatiesnelheid in type I plassen veel hoger is, wordt het onmogelijk om met behulp van de beschikbare boorkerntechnieken een sedimentregistratie van 150 jaar te verkrijgen. Aan de hand van de 2 m lange sedimentprofielen wordt in type I plas de sedimentregistratie verwacht minder dan 95 jaar.

Veldmetingen van de sedimentatiesnelheid

Naast het interpoleren van de literatuurgegevens, wordt de sedimentatiesnelheid in de geselecteerde uiterwaardplassen ook gemeten. Hiervoor worden de sedimenttraps gebruikt. De metingen worden verricht in de Bolwerksplas (type I plas) en in de Lazaruskolk (type II plas). Hiervoor zijn de KC-Denmark sedimenttrap stations met 2 buizen van $\varnothing 80/\varnothing 74$ mm ingezet. De sedimentatiesnelheid wordt gemeten over een periode van 1 jaar, vanaf 4 november 2005. De resultaten van de metingen worden (in 2006) gebruikt voor het monitoren van de overstromingsdynamiek in methode 1 en voor de ondersteuning van de sedimentanalyses in methode 2.

2.6 Boorkern technieken

De keuze van de geschikte boorkerntechnieken is belangrijk onderdeel van het paleo-onderzoek. Eerder onderzoek naar de sedimentatiesnelheden in de Nederlandse uiterwaardplassen heeft uitgewezen dat een sedimentprofiel van circa 2 m nodig is voor het reconstrueren van de overstromingsgeschiedenis van een plas (zie sectie 2.5). Er bestaan verschillende boorkerntechnieken die een sedimentprofiel van 2 m diepte aankunnen. De keuze van de techniek hangt af van de aard van het sediment. Om de eigenschappen van het sediment in een sedimentprofiel te beoordelen is een proefboorkern in één van de geselecteerde plassen genomen. Hiervoor is een gravity corer gebruikt. De corer is 1 m lang, 10 cm in diameter en heeft geen core catcher. De proefboorkern is op 3 augustus in de Lazaruskolk op de waterdiepte van 2.5 m genomen. De (maximale) lengte van het opgehaalde sedimentprofiel is 40 cm. Het profiel bevatte lagen van verschillende typen klei en zand. De gedetailleerde beschrijving van het sedimentprofiel is gegeven in sectie 3.5. Voor het controleren van de aanwezigheid van diatomeeën is het profiel op 4 plaatsen bemonsterd. De bemonsteringpunten zijn in Figuur 3.5.1 aangegeven.

Piston corer

Uit de observaties in het veld is gebleken dat de kleisedimenten domineren in alle geselecteerde uiterwaardplassen. Deze kleien zijn kleverig, stijf en zijn heel moeilijk te penetreren. Om een 2 m lang sedimentprofiel te verkrijgen moet de corer voldoen aan de volgende eisen:

- een piston systeem die het sediment krachtig in de buis zuigt;
- een kleine diameter van de buis om de weerstand van de klei zo veel mogelijk te verminderen. Bijvoorbeeld, een x 2 vermindering van de diameter van de buis zorgt voor de verkrijging van x 8 langer sedimentprofiel;
- een hamer mechanisme dat gebruikt wordt om de corer tot voldoende diepte te steken;
- een kabel als extra hulpmiddel bij het optakelen van de corer.

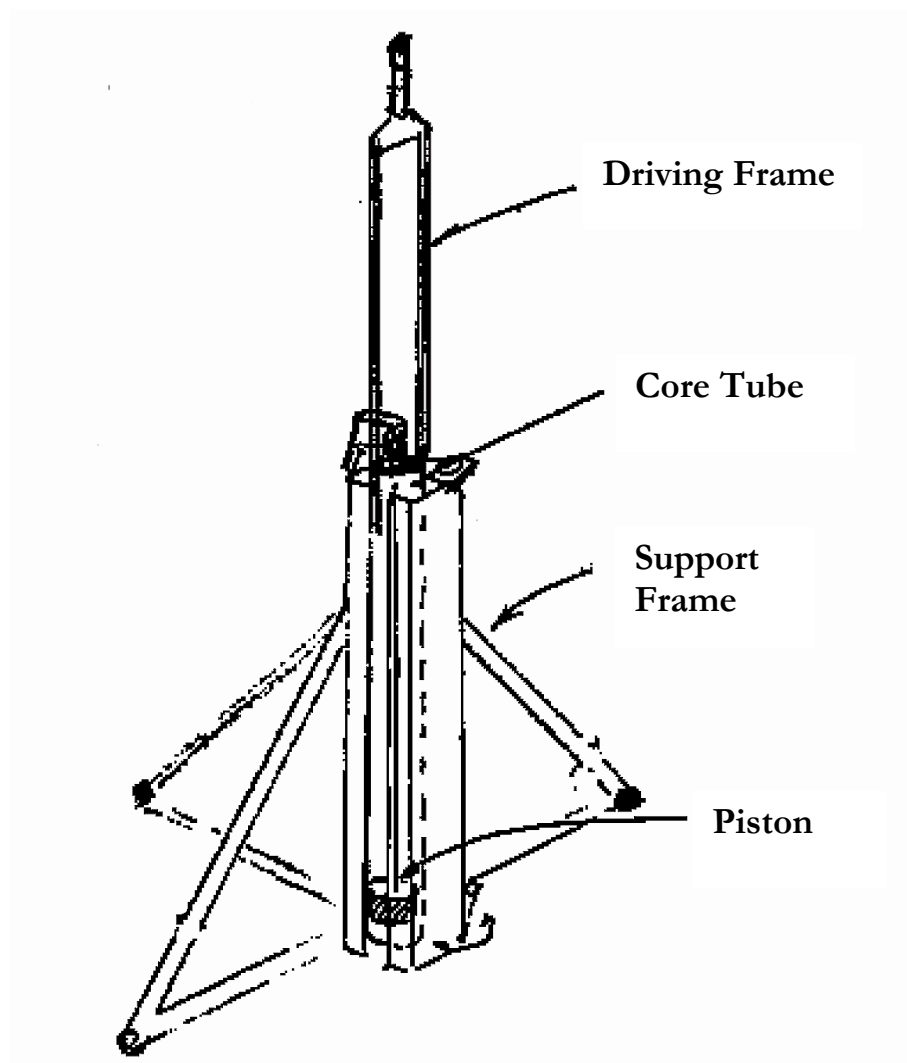
Omdat kleisedimenten kleverig zijn hoeft sediment tijdens het optakelen niet met behulp van een “core catcher” in de buis van de corer gehouden te worden. Aangezien de boorkernen genomen worden op een waterdiepte van 6 m of meer, moet de corer voorzien zijn van een systeem van stalen stangen om de corer onder water te kunnen bedienen. Verder is een speciaal ondersteuningframe nodig om de corer onder het water stabiel te houden.

De constructie van een corer die aan de bovengenoemde eisen kan voldoen weegt uiteindelijk 40-50 kg en is te zwaar voor een handmatige bediening. Daarom is een constructie nodig die uit een aantal delen bestaat die op locatie geassembleerd en na het boren gedemonteerd kan worden.

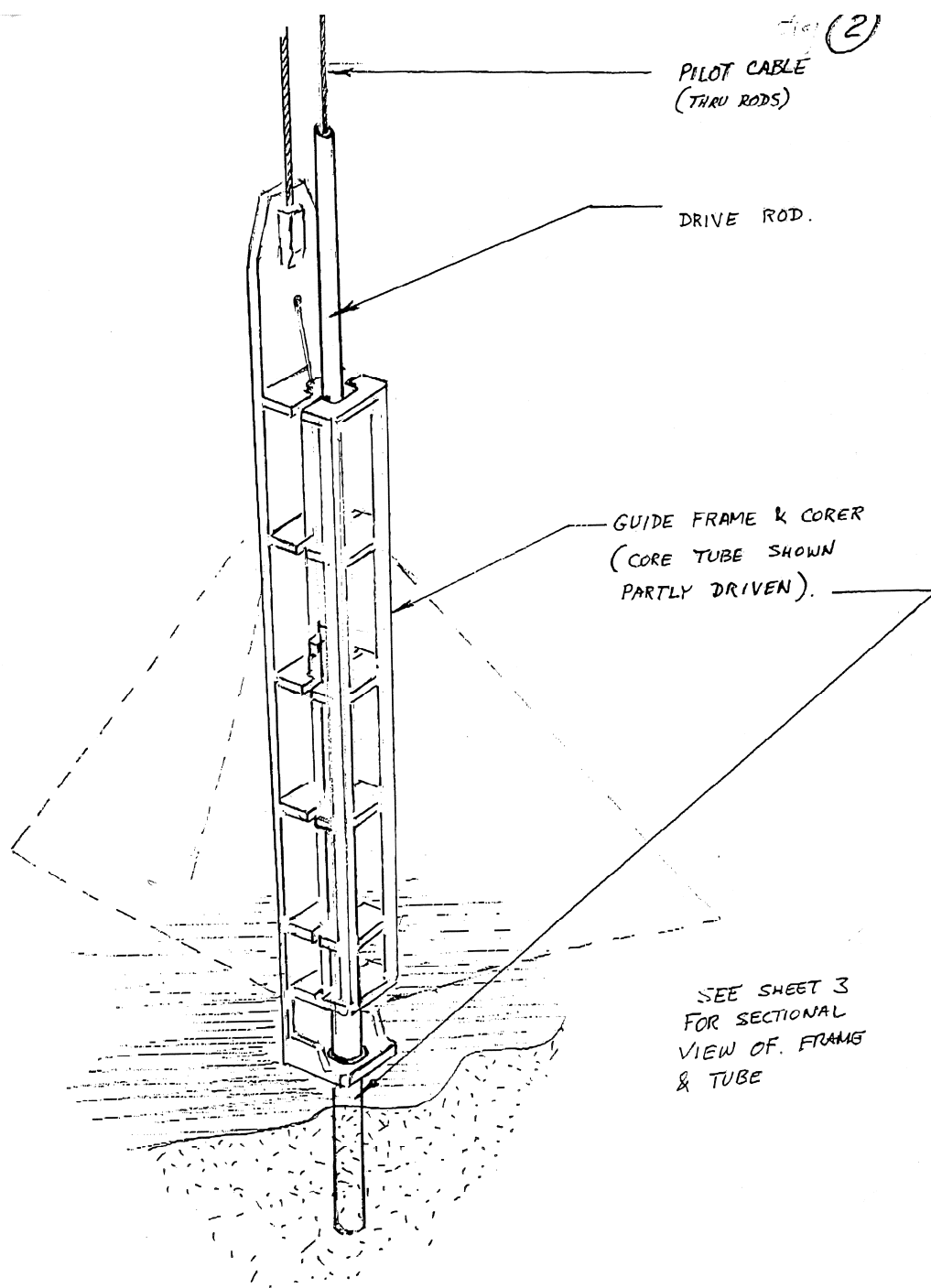
Een corer die voldoet aan bovengenoemde eisen is speciaal voor dit project ontworpen en gebouwd door het Paleocological Environmental Assessment and Research Lab (PEARL) van de Queen's University in Kingston, Canada. Het ontwerp (Figuren 2.6.2 en 2.6.3) is gebaseerd op een standaard piston corer, maar beschikt over de volgende onderdelen die afwijken van de standaard:

- de diameter van de buis /boorkern is 38.1 mm (1.5 inch);
- de maximaal haalbare lengte van het sedimentprofiel is 2 m;
- een besturingsysteem van stalen stangen bestaand uit 8 delen van 1 m;
- een ondersteuningframe;
- een hamerconstructie;
- een extra “recovery” kabel;
- in 4 delen te monteren.

Deze nieuwe piston corer kan bediend worden vanuit 2 boten. Om het werkplatform stabiel te maken, worden de boten aan elkaar vastgebonden en verstevigd met de balken. De corer wordt tussen de boten gezet zodat de constructie als catamaran werkt.

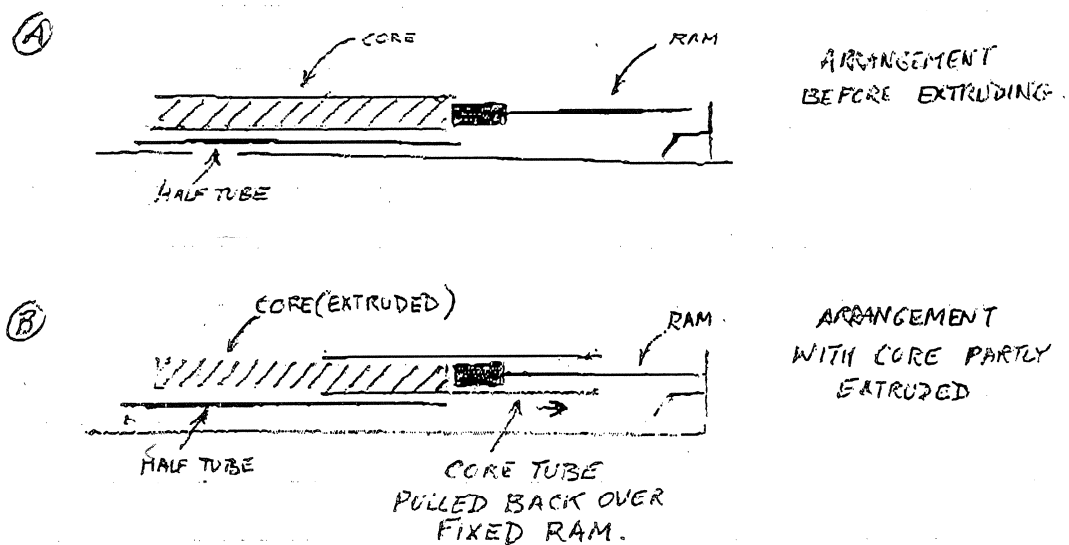


Figuur 2.6.2. Schematische tekening van de piston corer, speciaal voor dit project ontworpen.



Figuur 2.6.3. Een meer gedetailleerde tekening van de piston corer.

Om het sediment uit de piston corer te halen zonder die te beschadigen, contamineren of comprimeren is een horizontale “extruder” gebruikt (Figuur 2.6.4). De “extrusion” procedure gebeurt direct na het ophalen van de corer in het veld. Ook de “extruder” is ontworpen en gebouwd door het Paleoeological Environmental Assessment and Research Lab (PEARL) van de Queen’s University in Kingston, Canada.



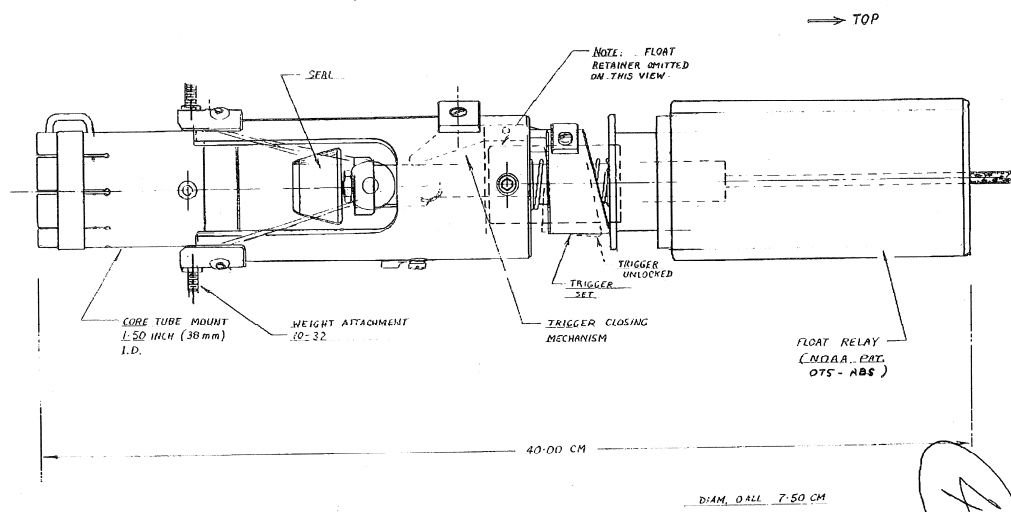
Figuur 2.6.4. Schematische tekening van de "core-extruder" voor de piston corer.

In 2005 is vooral gewerkt aan het ontwerp en de bouw van de piston corer. Het daadwerkelijke gebruik van de corer is gepland voor 2006.

Gravity corer

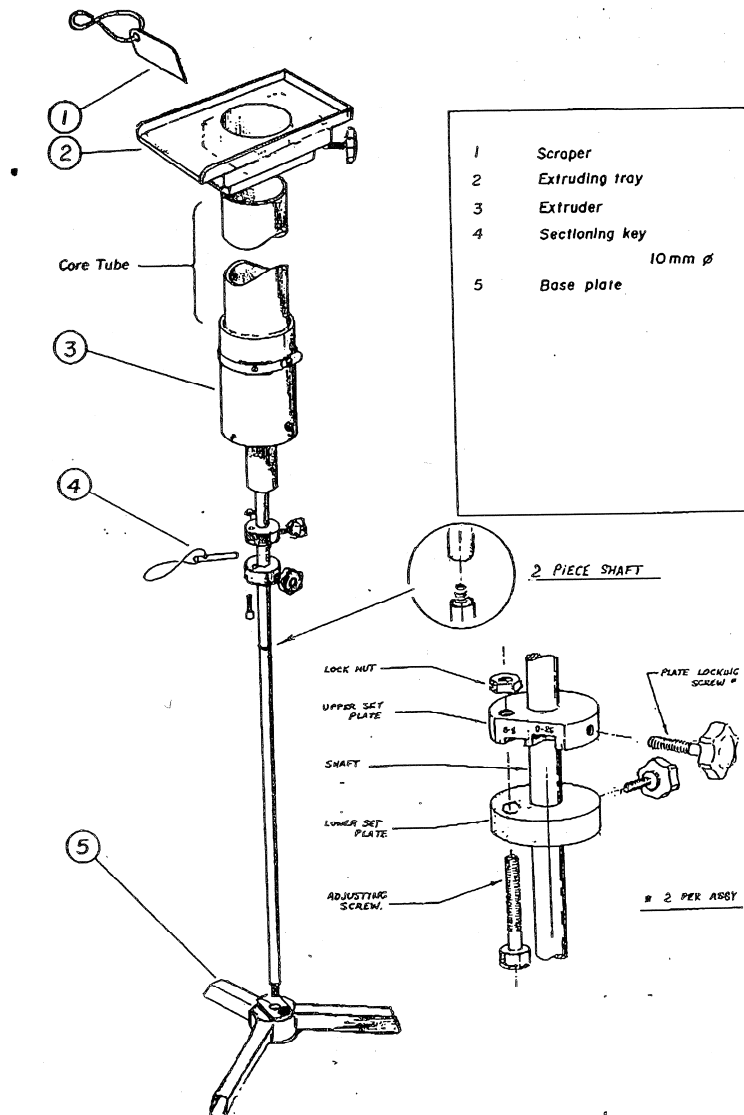
Zoals beschreven in de vorige subparagraaf kan alleen de piston corer een 2 m lang sedimentprofiel nemen. Echter, het grote nadeel bij het gebruik van de piston corer is dat door de werking van de piston het bovenste deel van het sedimentprofiel verstoord wordt. Daarom wordt de piston corer gewoonlijk gebruikt in combinatie met een korte gravity corer, vaak een "mini-corer" genoemd. Het principe van dit type corer is beschreven in Glew et al. (2001). De gravity corer (Figuur 2.6.5) beschikt over de volgende parameters:

- geschikt voor de bovenste 30 cm van het sediment;
- de diameter van de buis / kern is 63 mm.



Figuur 2.6.5. Schematische tekening van de gravity corer (mini-corer).

Om het sediment onbeschadigd uit de gravity corer te halen is een verticale “extruder” gebruikt (Figuur 2.6.6). De “extrusion” procedure vindt direct na het ophalen van de corer in het veld plaats, waarbij het sediment meteen bemonsterd en in monsterzakjes verdeeld wordt. De gravity corer en de verticale “extruder” zijn ontworpen en gebouwd door het Paleocological Environmental Assessment and Research Lab (PEARL) van de Queen’s University in Kingston, Canada.



Figuur 2.6.6. Tekening van de verticale “extruder” voor de gravity corer.

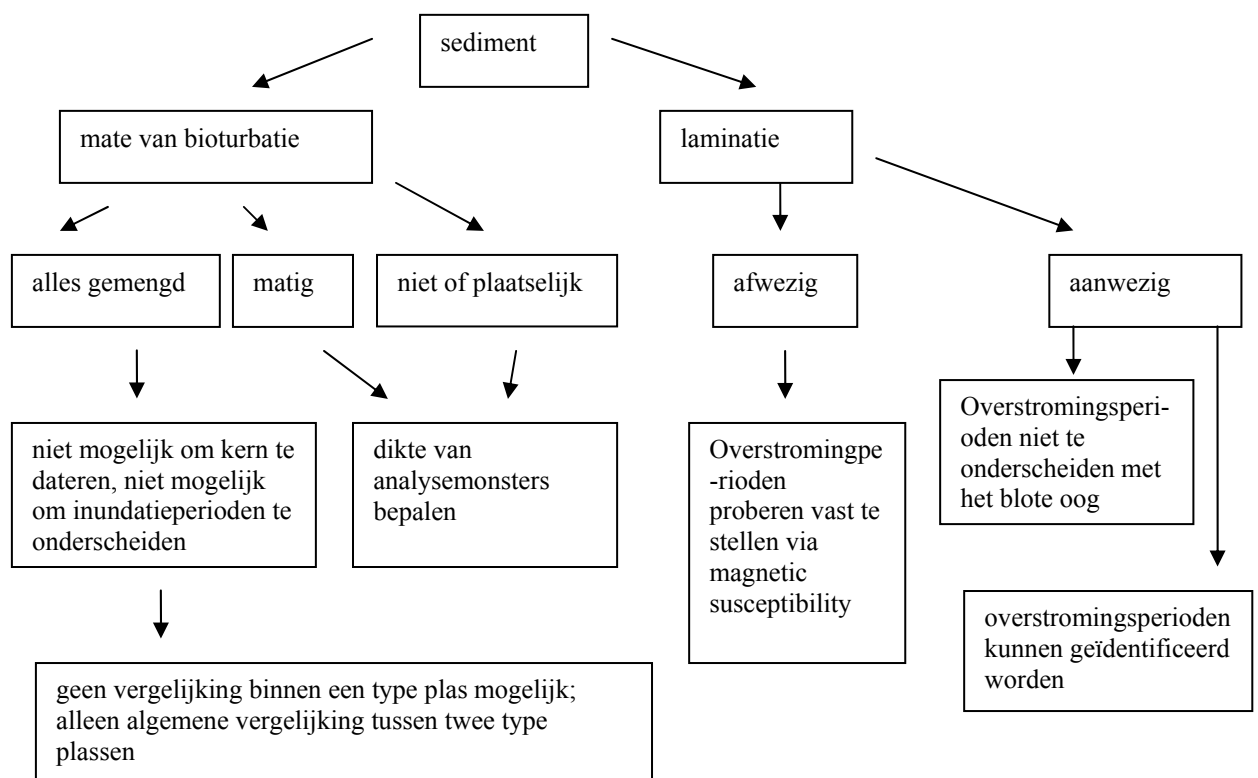
2.7 Verwerking van het sedimentprofiel

Voor de keuzen te maken bij het verwerken van het sedimentprofiel dient rekening gehouden te worden met de sedimenteigenschappen (Figuur 2.7.1). Omdat het op dit moment nog niet duidelijk is hoe de daadwerkelijke sedimentprofielen eruit gaan

zien, worden de definitieve keuzen voor de sedimentanalyses in het latere stadium gemaakt, nadat de boorkernen genomen zijn (begin 2006). De volgende sedimentanalyses zijn voorlopig geselecteerd voor de verwerking van de sedimentprofielen:

- kern beschrijving;
- dry bulk density;
- magnetic susceptibility;
- radiometrische datering;
- pigmenten analyse;
- diatomeeënsamenstelling.

De frequentie, dikte en grootte van de monsters uit de kernen worden bij elke analyse nader bepaald. Verwacht wordt dat er meerdere kernen per locatie nodig zijn om voldoende materiaal voor de geplande analyses te verkrijgen. Alle analyses worden in 2006 verricht.



Figuur 2.7.1. De keuzes bij het verwerken van de sedimentprofielen in verband met de sedimenteigenschappen.

Kern beschrijving

De beschrijving van de kernen wordt gebruikt als hulpmiddel bij de identificatie van de overstrominggebeurtenissen in de geselecteerde uiterwaardplassen. Omdat tijdens een overstroming mogelijk ander type sediment met het rivierwater mee komt, kunnen plotselinge veranderingen in de sedimenteigenschappen uit de kern wijzen op

de overstrominggebeurtenissen. De resultaten van de kern beschrijving zijn vooral belangrijk bij het reconstrueren van de geschiedenis van de typen II plassen: als de overstrominggebeurtenissen daar met de grote mate van zekerheid herkenbaar zijn, wordt het verrichten van de analyses, zoals radiometrische datering en de magnetic susceptibility overbodig.

Tijdens de kern beschrijving wordt de lithologie in het sedimentprofiel beschreven: het type, de kleur en de korrelgrootte van het sediment. Ook worden er foto's genomen van de sedimentprofielen. De kernbeschrijving wordt verricht in het laboratorium, kort na het ophalen van de kern. Na de beschrijving worden de kernen vacuüm verpakt in de plastic en gekoeld (ca. 4°C) bewaard.

Dry bulk density

De dry bulk density (g cm^{-3}) is het gewicht van het gedroogde sediment in een oorspronkelijke volume en wordt gemeten van alle sedimentprofielen. De resultaten van de dry bulk density analyses worden gebruikt als een correlatiemaat tussen de kernen uit de gravity en de piston corers, en tussen meerdere kernen afkomstig van dezelfde locatie, in elk van de geselecteerde uiterwaardplassen.

Magnetic susceptibility

De magnetic susceptibility wordt gemeten in alle sedimentprofielen. De resultaten van de analyses worden gebruikt om sedimentlagen met een hogere gehalte van magnetisch geladen detritus te identificeren. Omdat tijdens een overstroming mogelijk ander type sediment met het rivierwater meekomt, kunnen de veranderingen in de magnetische geladenheid wijzen op de overstrominggebeurtenissen. Daarom wordt naast de kern beschrijving de magnetic susceptibility analyse gebruikt om de overstrominggeschiedenis van een plas te reconstrueren. De magnetic susceptibility wordt gemeten met behulp van een logger, waardoor deze analyse niet destructief, niet tijdrovend en relatief goedkoop is.

In het geval dat de kern beschrijving en de magnetic susceptibility analyse geen resultaten opleveren en het nog steeds niet mogelijk is om de overstrominggebeurtenissen in de geselecteerde plassen te identificeren, wordt er een analyse van silica in alle sedimentprofielen uitgevoerd.

Radiometrische datering

For dating recent sediments (i.e. the last ~150 years), the naturally occurring radioisotope of lead (^{210}Pb) in the uranium (^{238}U) decay series is by far the most commonly used. With a half life of 22.6 years, ^{210}Pb is ideal for establishing depth-time scales over the last century. The total ^{210}Pb activity in sediments has two components: supported ^{210}Pb , which is derived from the *in situ* decay of the parent

radionuclide ^{226}Ra ; and unsupported ^{210}Pb , which is derived from the atmospheric flux. Unsupported ^{210}Pb can be calculated by subtracting supported activity from the total activity. There are two models for calculating sediment dates – the constant rate of ^{210}Pb supply (CRS model) and the constant initial concentration (CIC model) of ^{210}Pb (Appleby, 2001). The CRS model has proved to be the most successful and is most frequently used, but under certain conditions (usually where primary sedimentation rates have been constant and the core site has been impacted, e.g. by episodic slump events, or changes in the pattern of sediment focusing), the CIC model is more appropriate. For our study, the CRS model is chosen as the most appropriate. It is thus assumed that changes in sedimentation rate through time result in changes in the initial unsupported ^{210}Pb concentrations.

^{210}Pb activity in lake sediments is usually determined either by alpha spectrometry, or by gamma spectrometry. The alpha spectrometry method measures ^{210}Pb via alpha radiation by ^{210}Po , the granddaughter product of ^{210}Pb decay. The more recent gamma spectrometry method determines ^{210}Pb through the gamma ray emissions, using a hyper-pure planar germanium detector. Gamma spectrometry technique requires minimal sample preparation and is non-destructive (after gamma assay, samples can be used for further analyses). Also, the gamma technique allows for simultaneous determination of a range of radionuclides, including ^{137}Cs (see next paragraph). Based on the advantages of the gamma spectrometry described above, this method is chosen for the radiometric analyses for our project.

Another isotope that is commonly used to pinpoint certain time periods in recent sedimentary sequences is caesium-137 (^{137}Cs), which was released for the first time in 1945 with the dawn of the nuclear age. Stratospheric testing of atomic weapons has been a major source of ^{137}Cs ; releases accelerated with the initiation of the nuclear arms race and atmospheric weapons testing, which began in earnest with the high-yield thermonuclear tests beginning in November 1952. The radioactive debris injected into the stratosphere were transported around the world, but eventually redeposited as fallout. In the Northern Hemisphere, fallout reached significant levels by 1954 and then increased steadily until 1958, when there was a short-lived moratorium on testing, but then increased again in 1961 with a sharp peak by 1962-1963. The Test Ban Treaty was signed in 1963, and thereafter concentrations dropped steadily. Of that decade, the peak identifying year 1963, is relatively easy to recognize in all types of sediment, even in sediments with high concentrations of organic matter. ^{137}Cs was also released in the 1986 Chernobyl nuclear power plant accident. The plume was mainly confined to parts of the former Union, Europe, and Turkey, where it has resulted in another considerable ^{137}Cs concentration peak that can be recognized in the sediments.

The radiometric analyses of ^{210}Pb and ^{137}Cs will be carried out using the gamma spectrometer facilities at the WATER Lab (Waterloo Environmental-change Research Lab) of the University of Waterloo in Canada.

Pigmenten analyse

Sommige pigmenten (chlorofyllen en carotenoïden) zijn uniek voor de specifieke groepen van algen, bacteriën en hoger planten, en zijn vaak goed bewaard in lacustrine sedimenten. De veranderingen in de concentratie en de samenstelling van deze pigmenten kunnen worden gebruikt voor de onafhankelijke beoordeling van een aantal ecologische veranderingen, zoals in primaire productie en de samenstelling van de algengemeenschappen. Net als de diatomeeënanalyses, kunnen de pigmentenanalyses van de sedimenten uit uiterwaardplassen gebruikt worden voor een reconstructie van de mate, frequentie, duur en effecten van de overstromingen van de afgelopen 150 jaar.

Diatomeeënsamenstelling

De diatomeeënsamenstelling wordt gebruikt bij de paleoreconstructie om de verschillen in de milieuomstandigheden tussen twee typen plassen en tussen de perioden met verschillende overstromingsdynamiek vast te stellen en om de biotische respons op de overstromingsgebeurtenissen te evalueren. De veranderingen in de diatomeeënsamenstelling wordt beoordeeld door middel van de abundanties van de verschillende soorten in alle geselecteerde sedimentprofielen. Het aantal monsters per profiel wordt in 2006 bepaald op basis van de uitkomsten van de kern beschrijving. Het Europese protocol (Furse et al., 2006) wordt gebruikt voor de verwerking van de sedimentmonsters voor het diatomeeënonderzoek.

2.8 Diatomeeën

Diatom biology

Diatoms are unicellular photosynthesising algae belonging to the division *Bacillariophyta*. Their size varies from 2 µm to several millimetres, although there are only very few species that are larger than 200 µm. The diatom cell walls (frustule) are made of silica / glass and are composed of two parts (valves) that fit together the way a Petri dish or a pill box does, with the help of a set of girdle bands.

Diatoms are primary producers – they convert light, water and carbon dioxide into carbohydrates during photosynthesis. They also require nutrients from decomposers like nitrogen, zinc, and phosphorous and silica for their cell walls from the water. Although diatoms do not have any specific predators, in fresh waters they are grazed upon by naids, caddis fly larvae, protozoa, rotifers and crustaceans. They also get eaten by anything that grazes on the substrates inhabited by diatoms, such as macrophytes.

The taxonomy of diatoms is based in large part on the shape and structure of their siliceous valves. More than 10,000 living morphological diatom species are known, with about the same number of fossil forms. Based on genetic features, up to 10

million species can be recognised. Diatoms are divided into two major groups based on overall symmetry of the cell walls; radially symmetrical forms are informally called “centric” diatoms while bilaterally symmetrical forms are referred to as “pennate” diatoms.

Diatoms have a short life cycle that lasts between 1 day and 1 year. Two reproduction parts of the life cycle can be recognised: asexual (vegetative reproduction) and sexual (meiosis). The cell division process during the asexual part of the cycle may occur between 1 and 8 times per day. Since the newly grown half fits inside the older half each time a split occurs, the daughter cells become smaller. Once a certain minimum size is reached, the diatoms enter into a sexual reproductive cycle, meiosis. The new diatom will grow to full size and start the cycle of division again. When environmental conditions will not allow a diatom to grow – ice cover, not enough light, etc., - it can become a statospore, or resting cell, until the conditions become favourable again.

Diatoms are either free-living, or form colonies of various shape and length. Most diatom species are merely free floating and depend on currents for transport. Some pennate diatoms are able to locomote in a slow gliding fashion in the direction of the length of the cell. The mechanism for this is still not well understood.

Marine environments contain around 50% of all diatom species and are commonly represented by planktic forms. Being autotrophic planktic diatoms are restricted to the photic zone (water depths down to about 200 m depending on clarity). Marine diatoms are predominated by centric forms and have a very large variety of shapes. Freshwater environments contain the other 50% of all diatom species. Lakes are represented by both planktic and benthic forms; streams include mainly benthic forms.

The most common substrates for benthic diatoms are macrophytes, stones and sediments. As the photosynthetic pigment of diatoms is brown, submerged plants of a pond can have the appearance of being covered with a brown mud consisting entirely of diatoms.

Major determining factors for diatom distribution are light and nutrients. Diatoms can generally survive in the whole spectrum of conditions, meaning that you can find them anywhere the whole year long. As diatoms are already happy with a bit of light and a small amount of nutrients, they are usually the first of all algae to bloom in early spring (in lakes). In running waters, diatom blooms occur much less often: the higher production of diatoms is often related to winter when tree leaves do not limit the light availability, but instead are in the stream producing extra nutrients during decomposition.

Diatom samples are easily prepared and are viewed using a light microscope. Organic matter and any calcium carbonate should be chemically removed from the sample. Because the refractive indices of water and silica are very similar, a mounting medium with a higher refractive index is used in order to increase the contrast. The use of the

scanning electron microscope allows the differentiation of processes if the inside of the valve can be viewed.

Diatom autecology

The distribution of diatoms in freshwaters is controlled by a number of physical, chemical and biological factors.

Physical factors:

- temperature;
- light;
- turbulence;
- ice cover.

All these parameters are related to each other. For example, temperature level and light availability in the photic zone of a lake is closely related to stratification and turbulence patterns. Therefore, it is difficult to separate the effects of a single parameter on the diatom community.

Chemical factors:

- nutrients (N, **P** and dissolved SiO₂). is the main variable for driving diatom productivity and species change. Increasing availability of phosphorus usually causes most alteration to phytoplankton communities, but benthic communities can also be affected as a result of changing habitat availability and through increased shading by plankton crops;
- pH is probably the single most important controlling variable on species composition in freshwater systems. There is no detailed ecophysiological understanding of how pH influences the growth and competitive abilities of individual diatom taxa. However, pH controls many chemical and biochemical processes and reactions including the carbonate-bicarbonate balance in lakes the availability of nutrients for algal uptake, and the solubility of metals, especially toxic ones, and the activity of specific enzymes such as the phosphatases;
- dissolved organic carbon (DOC). This factor is often pH related;
- conductivity / salinity.

Biological factors:

- internal competition;
- grazing by organisms from other groups.

Application of diatoms for ecological assessment in freshwaters

Despite the small size, diatoms play a major role in the biomass production and the oxygen cycle. Over 90% of the biosphere is plant life, of which diatoms make up about a quarter by weight. They are enormously abundant in the upper layers of the world's oceans, providing high-grade nutrition to many organisms. Diatoms supply

the atmosphere with around a 1/4 of its oxygen. In the ocean diatoms form the main part of phytoplankton; in freshwaters, diatoms often contribute more than 1/2 of overall primary production. Diatoms may occur in such large numbers and be well preserved enough to form sediments composed almost entirely of diatom frustules (diatomites).

Diatoms occur in great abundances in almost all aquatic environments (freshwater, marine and soils; in fact, anywhere moist) world-wide. They contain a very large number of ecologically sensitive species. Different taxa have different environmental optima and tolerances. Diatoms are situated at the base of the food web; have a very fast migration rate and so can colonise new habitats quickly. Thus, lag times are minor and the assemblage changes closely track environmental changes. Diatoms have a resistant cell nature and therefore are well preserved in the sediments. All of the above factors make diatoms powerful monitors of water quality conditions and allow for using diatoms as indicators for ecological assessment of freshwaters.

Autecology of taxa is the most popular and well developed approach to use diatoms for environmental assessment. The distribution patterns of the diatom community can be related to and used to indicate the following environmental stressors for the freshwater ecosystem:

- nutrient concentrations and saprobity;
- pH;
- total water quality;
- climatic changes such as temperature, salinity, water level, current intensity, ice cover, wind mixing pattern, and others changes directly or indirectly effected by climate change.

There are two common ways to assess environmental conditions in a freshwater ecosystem by using diatom communities. The Dutch assessment system developed within the Water Framework Directive (STOWA Rapporten 42 en 43, 2004) uses the lists of positive and negative indicator species. The other assessment system is based on autecological indices, or metrics, that uses autecological scores per species. The most of the existing indices are based on a simple formula: $\Sigma p_i \theta_i / \Sigma p_i$ (Zelinka & Marvan, 1961), where p_i is the proportional abundance of the i th taxon and θ_i is the autecological rank of a species for a specific stressor. Much autecological information in the literature uses a ranking system with 6 or less ranks for a specific environmental stressor. The index-based assessment system is used in the majority of European countries. However, probably the best and the most reliable way to assess the diatom community is to use a multimetric approach that is based on a multiple number of sources of autecological information (Besse-Lototskaya et al., submitted). Omnidia (2003) is presently the most commonly used software to obtain multimetric assessment results.

Diatom sampling and processing

A recent study as part of the European project “Standardisation of River Classifications” (STAR) (Besse-Lototskaya et al., 2006), showed that sampling protocol plays a crucial role in the assessment of water quality using diatoms. The choice of sampling site and substrate type, and the taxonomic identification contribute the most to the uncertainty in the resulting water quality metrics. There is much controversy in the literature about the relationship between the substrate type and the composition of diatom assemblages, and its influence on water quality assessments. Of the three most common substrate types (stone, macrophyte and sediment), macrophyte generally gave the most consistent results, and thus should be used as preferred substrate for diatom sampling (if used with care) when performing multimetric water quality assessment. However, some diatom metrics perform better with samples from other substrates. In order to standardise the substrate choice in the sampling protocol, a further evaluation is needed in which the multimetric results are tested in relation to the substrate type only, while excluding all other variables such as site and partner.

Besides the choice of the substrate type, taxonomic identification proves to be another important contributor to the uncertainty in diatom assessment. Some partners are more experienced and more careful than others, and some have more skill. Some metrics are affected more by the degree of skill of the analysts, whilst others are more robust and do not require such highly skilled staff. This skill includes the ability to identify diatoms correctly and to differentiate between them, and to could accurately evaluate the sample without under- or over-estimation. These skills are often undervalued and the time that they take to develop is often not realised. If staff are not given sufficient time, the results will suffer. Good operational (c.f. research) laboratory management is a balance between analytical quality and number of samples analysed.

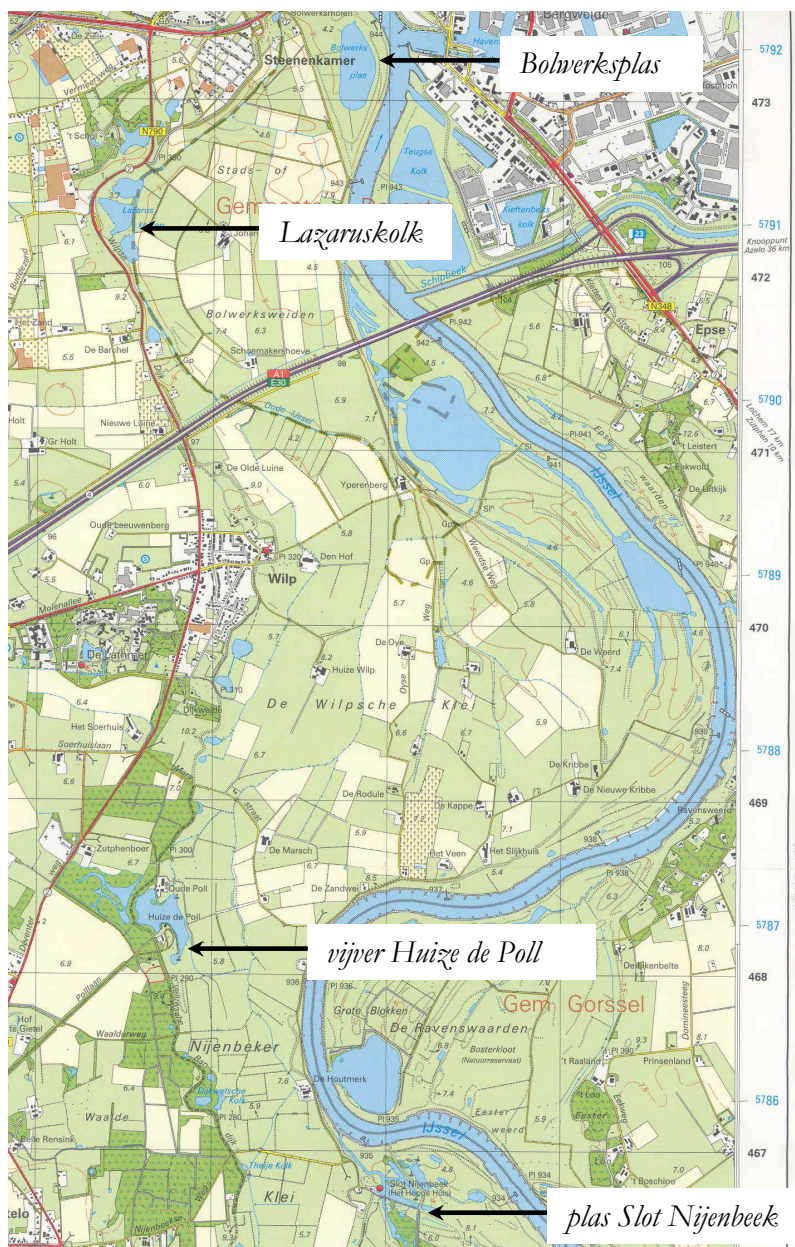
The study also shows that some diatom assessment metrics are more sensitive to application by different operators and at different sampling sites in different geographical regions and substrate types than the others. The computation and evaluation existing data from different European stream sites in multimetric context could possibly lead to the establishment of one or several metrics that could be used to assess water quality conditions at a European scale.

3 Resultaten

3.1 Selectie locaties

Het gebied tussen Deventer en Zutphen, aan de westelijke oever van de rivier IJssel, is gekozen als het meest geschikt uiterwaardgebied voor 't onderzoek (Figuur 3.1.1). Dit uiterwaardgebied heeft een relatief grote oppervlakte, is in de afgelopen 140 jaar weinig overstroomd en beschikt over veel uiterwaardplassen. De volgende uiterwaardplassen in dit gebied zijn geselecteerd:

- Bolwerksplas (type I; Figuur 3.1.2);
- oostelijke plas bij Slot Nijenbeek (type I; Figuur 3.1.3);
- middelste Lazaruskolk (type II; Figuur 3.1.4);
- vijver Huize de Poll (type II).



Figuur 3.1.1. Ligging en detailkaart van het geselecteerde niterwaardgebied en de locaties, aan de westelijke oever van de IJssel, tussen Deventer en Zutphen.



Figuur 3.1.2. Foto van de Bolwerksplas (type I plas).



Figuur 3.1.3. Foto van de oostelijke plas bij Slot Nijenbeek (type I plas).



Figuur 3.1.4. Foto van de middelste Lazaruskolk (type II plas).

Alle geselecteerde plassen liggen in de perioden zonder overstromingen geïsoleerd ten opzichte van de IJssel. Het rivierwater bereikt de plassen alleen tijdens een overstroming. De geselecteerde plassen liggen in de straal van 6 km van elkaar: de Bolwerksplas is de meest noordelijke plas, naar het zuiden toe gevolgd door de Lazaruskolk, de vijver Huize de Poll en de plas bij Slot Nijenbeek. Alle plassen hebben een maximale diepte ca. 6.5 m, zijn circa 200 m breed en zijn ouder dan 150 jaar. Alle plassen functioneren als viswater. De waterplanten, sporen van een mogelijke menselijke verstoring (zoals bouwconstructies) en watervervuiling wijzen alle op minimale verstoring.

3.2 Geschiedenis van overstromingen

Type I plassen

De geselecteerde plassen van type I (Bolwerksplas en plas Slot Nijenbeek) liggen achter der zomerdijk van de IJssel en worden 2-4 keer per jaar overstroomd. Als we met behulp van de geselecteerde boorkerntechnieken de geschiedenis van de afgelopen 95 jaar in type I plassen kunnen reconstrueren, kunnen we circa 200 overstromingsgebeurtenissen terug vinden in het sedimentprofiel.

Type II plassen

Er bestaan geen verslagen die de geschiedenis van de voor dit project geselecteerde type II plassen beschrijven. De reconstructie van de overstromingsgebeurtenissen in deze plassen zijn daarom gebaseerd op de historische en waterstandgegevens over het hele uiterwaardgebied (gebied tussen Deventer en Zutphen). Mogelijk zijn de verschillen in de topografie de oorzaak geweest van een kleine afwijking in sommige van de verzamelde gegevens.

Uit het onderzoek naar de historische gegevens bleek:

- De winterdijk in de buurt van Wilp is vermoedelijk heel oud. Wanneer de plassen daar ontstaan zijn, is niet duidelijk. De eerste gedocumenteerde rivierdoorbraak en het dichten daarvan dateert uit 1372 (Gottschalk, 1971). Vervolgens zijn er meerdere dijkdoorbraken rond Wilp gedocumenteerd: de grootste in de 15^e en begin 16^e eeuw, en later, onder andere, in 1634 en 1659 (Gottschalk, 1977).
- De uiterwaardplassen bij Wilpsche Klei zijn in totaal twee keer overstroomd: in 1784 en in 1995. In 1993 is de zomerdijk tussen Deventer en Zutphen met zandzakken versterkt zodat deze niet zou overstromen. Tussen 1993 en 1995 is de dijk versterkt (mededeling drs. Margriet Schoor, RIZA).
- Tussen 1993 en 1995 is de kade bij Wilpsche Kleipolder op het huidige niveau gebracht. Het hoogwater van 1998 heeft niet tot een overstroming geleid. In 1995 is de Wilpsche Kleipolder ondergelopen, maar net niet in 1993. In het voorjaar van 1988 is er een doorbraak van de sluisdeuren bij Bolwerk geweest, maar er is geen informatie of de sluisdeurendoorbraak geleid heeft tot een overstroming van de Wilpsche Kleipolder (mededeling drs. Peter van Beers, Waterschap Veluwe).
- De Wilpsche Kleipolder heeft volledig onder water gestaan in 1919, 1926, 1993 (met twijfel) en zomer 1995. In de 80er jaren is er een sluisdoorbraak geweest bij Deventer, waardoor de polder gedeeltelijk of volledig onder water gestaan heeft (mededeling heer G.J. Oolman, Oudheidkundige Kring Voorst).
- De vijver Huize de Poll is overstroomd in 1926 en 1995, maar heeft ook onder water gestaan tijdens de sluisdoorbraak in de 80er jaren (mededeling boer uit Oude Poll, aan de overkant van de vijver Huize de Poll).
- De Wilpsche Kleipolder is de laatste keer ondergelopen in 1995, door de doorbraak via de sluisdeuren bij de Bolwerksmolen in Deventer (mededeling dr. Hans Middelkoop, Universiteit Utrecht).

De reconstructie van de hoogste waterstanden van de IJssel is gebaseerd op de waterstandgegevens van de Waterschappen (sinds 1900) en de oude rivierkaarten (voor 1900) en is gepresenteerd in Tabel 3.2.1. De data uit deze twee gegevensbronnen kunnen niet reekstreks met elkaar vergeleken worden omdat:

- de meettechnieken in de loop der tijd verandert zijn, vooral die van voor 1900;
- de ijsvorming die ten tijden van sommige overstromingen (vooral voor 1900) de meetresultaten mogelijk beïnvloed heeft.

Ook zijn de dijken langs de IJssel in de loop der tijd meerdere malen versterkt en verhoogt. Om bovengenoemde redenen kan de reconstructie van de overstromingsgebeurtenissen aan de hand van de combinatie van de waterstandbronnen onbetrouwbaar zijn. Daarom zijn voor de eindreconstructie alleen de Waterschapsgegevens na 1900 gebruikt (Tabel 3.2.2).

Tabel 3.2.1. Hoogste waterstanden van de IJssel sinds 1784 (in cm + NAP).

meetpunt	Deventer	meetpunt	Zutphen
heel hoog	1784	945	1784
812?	1814	909	1814
736?	1809	906	1799
733	7 jan 1926 (5 dagen)	898	1809
720	1883	882	1926
714	21 jan 1920 (3 dagen)	872	1838
712	1855	872	1920
710	2 feb 1995 (2 dagen)	869	1850
694	1876	868	1883
693	26 dec 1993 (2 dagen)	859	1845
688	1850	851	1855
685	1838	849	1846
676	31 mar 1988 (1 dag)	846	1995
675	1998	846	1876
667	1845	844	1846
667	1983	833	1993
663	1820	825	1946
663	1880	813	1988
661	1930		
659	1867		
659	1946		
656	1924		
653	1970		
652	1941		

Tabel 3.2.2. Top-5 van de hoogste waterstanden van de IJssel sinds 1900 (in cm + NAP).

meetpunt Deventer				meetpunt Zutphen		
1	733	7 jan	1926	882	5 jan.	1926
2	714	21 jan.	1920	872	20 jan.	1920
3	710	2 feb.	1995	846	1 feb.	1995
4	693	26 dec.	1993	833	26 dec.	1993
5	676	31 mar.	1988	825	14 feb.	1946

De combinatie van historische en waterstandgegevens leidt tot de volgende reconstructie van de overstromingsgebeurtenissen in het geselecteerde uiterwaardgebied:

1. In de afgelopen 100 jaar zijn de geselecteerde plassen 3 keer op een natuurlijke manier geïnundeerd (1926, 1920 en 1995) en 1 keer als gevolg van een doorbraak van de sluisdeuren (1988).
2. Bij een waterstand van 700 cm of meer wordt het uiterwaardgebied overstroomd.
3. Met een waterstand van 733 cm (meetpunt Deventer) en een duur van 5 dagen (stand boven 700 cm) was de overstroming van 1926 de zwaarste. De aanloop van de overstroming was redelijk abrupt (snelle waterstijging in een korte tijd), waardoor verondersteld wordt dat relatief veel debris uit de rivier

aangespoeld is. De overstromingen van 1920 en 1995 waren minder zwaar (waterstand 714 respectievelijk 710 cm), korter (3 respectievelijk 2 dagen met een stand boven 700 cm) en minder abrupt (minder snelle waterstijging). De sluisdeurdoorbraak van 1988 heeft waarschijnlijk op type II plassen de minste sedimentologische imprint gehad en zal daardoor moeilijker of onmogelijk te identificeren zijn.

Ook zijn de watergegevens (1900-2005) geanalyseerd voor een mogelijke trend in de waterpeildynamiek als gevolg van klimaatveranderingen en menselijke verstoring (Tabel 2.3.3). Uit de analyse bleek dat geen duidelijke trend aanwezig is en dat geen directe correlatie tussen de hoogwatergebeurtenissen in de IJssel en de opgetreden milieuveranderingen, zoals verhoging van de luchttemperatuur en extremere neerslagpatronen (IPCC, 2001), bestaat.

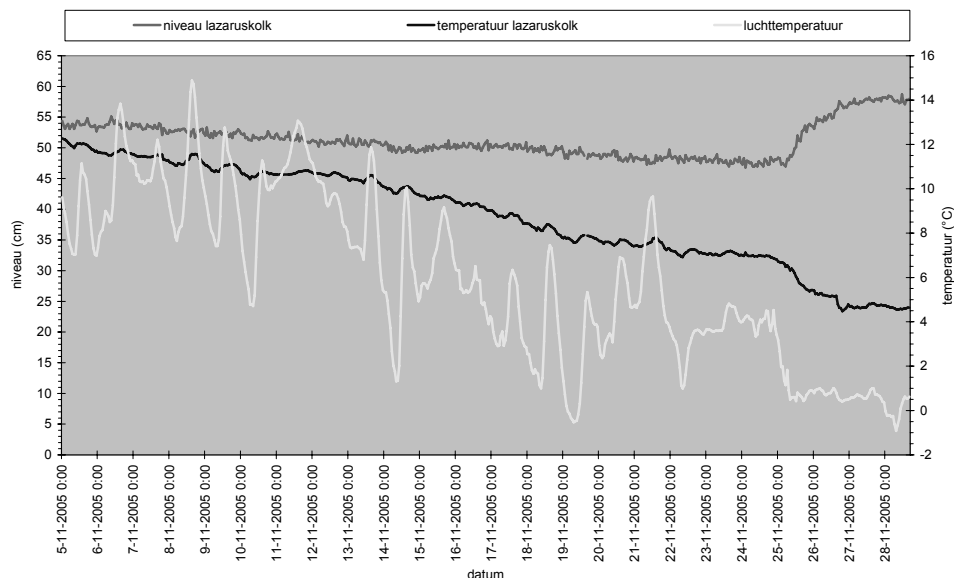
Tabel 3.2.3. Aantal malen per 10 jaar (sinds 1900) dat de waterstand in de IJssel 6 m of meer was. De gegevens zijn afkomstig van het meetstation Deventer.

jaren	aantal malen >6 m
1900-1910	0
1911-1920	5
1921-1929	3
1930-1939	2
1940-1949	6
1950-1959	3
1960-1969	2
1970-1979	1
1980-1989	6
1990-1999	4
2000-2005 (6 jaar)	3

3.3 Waterstandmetingen

De waterstandgegevens van de Lazaruskolk zijn beschikbaar voor de eerste periode tussen 5 en 28 november 2005 (op 28 november is de datalogger voor het laatst afgelezen). De resultaten van de metingen zijn samengevat in Figuur 3.3.1.

De datalogger die op 4 november 2005 in de Bolwerksplas geplaatst was, is kort daarna vernield. De nieuwe logger is op 29 november 2005 geïnstalleerd. Daarvan zijn er nog geen resultaten beschikbaar.



Figuur 3.3.1. De waterstand-, watertemperatuur- en luchttemperatuurgegevens van de periode 5-28 november 2005 in de Lazaruskolk.

3.4 Water en bodem

De resultaten van de hydromorfologische beschrijving en van de water- en bodembemonsteringen in de Bolwerksplas en de Lazaruskolk zijn samengevat in Tabel 3.4.1.

Het totaal fosfaat en stikstof gehalte van het oppervlaktewater in de Lazaruskolk en de Bolwerksplas is onderling vergelijkbaar (Tabel 3.4.1). Volgens de classificaties in Verdonschot (1990) duiden de meetwaarden op eutrofe milieuomstandigheden. Het nitraat en orthofosfaat gehalte is in beide plassen laag, hetgeen er op wijst dat de meeste nutriënten in algen zijn opgenomen. Het totaal fosfaat en stikstof gehalte in het rivierwater is veel hoger dan in de uiterwaardplassen (Tabel 3.4.1) en duidt op hypertrofe milieuomstandigheden. Het chloride en natrium gehalte in de Bolwerksplas is significant hoger dan in de Lazaruskolk; het rivierwater bevat veel meer chloride dan beide plassen.

De resultaten van de hydromorfologische beschrijving en de water- en bodembemonsteringen duiden erop dat:

- in perioden zonder overstromingen de verschillende typen uiterwaardplassen een vergelijkbare nutriëntenhuishouding hebben en daardoor geschikt zijn voor de ruimtelijke vergelijking en voor het toepassen van het paleo-instrument;
- in perioden zonder overstromingen het rivierwater rijker is aan nutriënten en chloride dan de uiterwaardplassen. Samen met de hydromorfologische beschrijving is dit de bevestiging dat beide plassen geïsoleerd ten opzichte van de rivier liggen. Ook bevestigt dit de hypothese dat voor het ecosysteem in een uiterwaardplas eutrofiëring de belangrijke stressor tijdens een overstroming zal zijn.

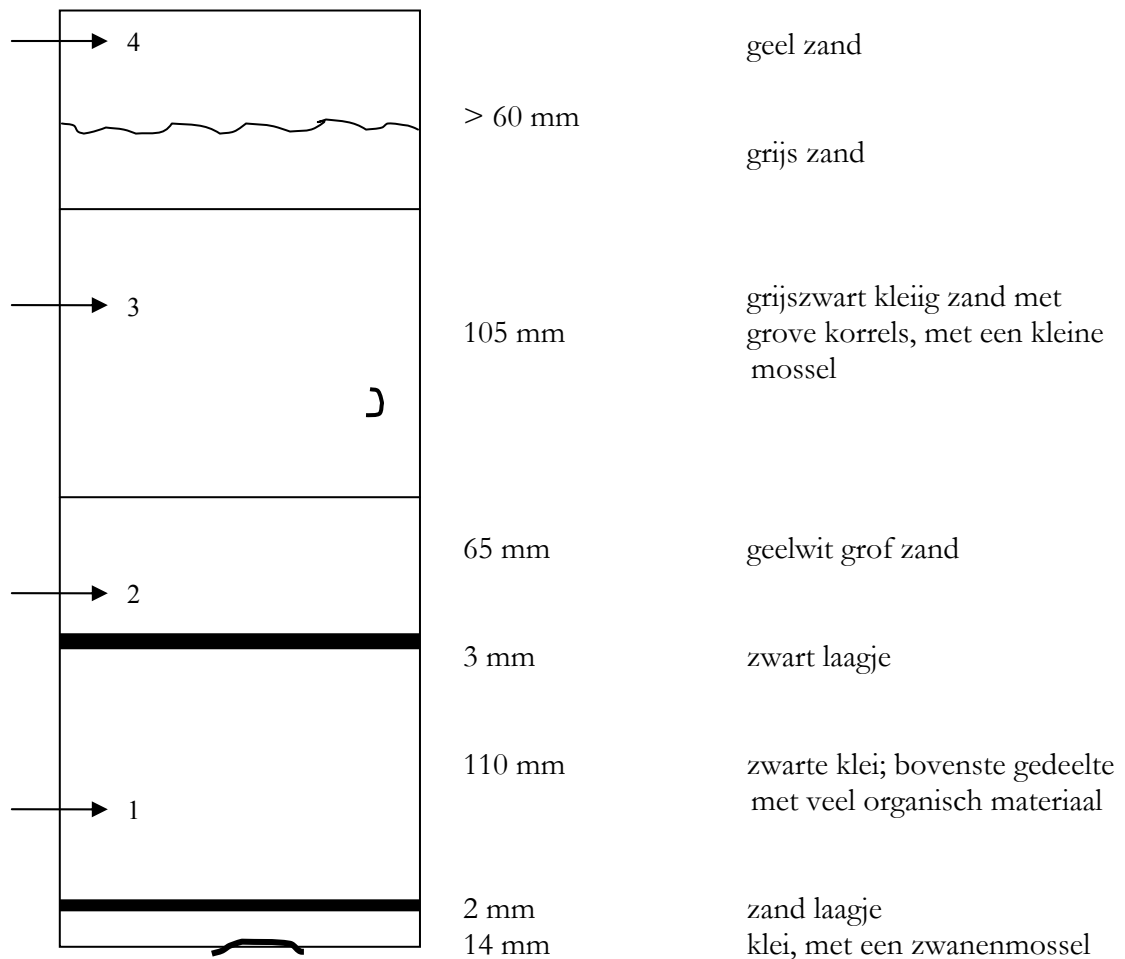
Tabel 3.4.1. Resultaten van de water- en bodembemonsteringen van de geselecteerde uiterwaardplassen, en de chemische gegevens van het oppervlaktewater van de rivier Rijn.

	<i>Lazaruskolk</i>	<i>Lazaruskolk</i>	<i>Bolwerksplas</i>	<i>rivierwater Lobith</i>
datum	3-aug-05	4-nov-05	4-nov-05	4-nov-05
toestand	zonder overstroming	zonder overstroming	zonder overstroming	-
<i>Hydromorfologie</i>				
type	II	II	I	rivier de Rijn
max diepte	6.5 m	6.5 m	6.5 m	
Lengte x breedte	200 x 150 m	200 x 150 m	150 x 450 m	
<i>Fysisch-chemische gegevens water</i>				
O ₂ , %	200			
O ₂ , mg/l	19.8			
Temperatuur, °C	20.0			
EGV, µS/cm	666			
pH	7.6			
Ammonium, mg/l N	<0.03	0.816	0.448	0.04
Calcium, mg/l Ca	72.1	60.9	35.1	
Chloride, mg/l Cl	27.1	30.1	60.0	149.7
Kalium, mg/l K	3.05	3.23	3.94	
Magnesium, mg/l Mg	12.4	12.4	8.44	
Natrium, mg/l Na	18.1	19.7	31.0	
Nitraat, mg/l N	0.81	0.57	<0.1	2.34
Nitriet, mg/l N	0.03	0.046	0.004	
Orthofosfaat, mg/l P	<0.005	<0.005	0.005	
Stikstof, mg/l N	0.53	1.1	1.0	
Sulfaat, mg/l SO ₄	46.1	42.8	35.6	
Totaal fosfaat, mg/l P	<0.02	0.032	0.033	0.12
Totale hardheid, mmol/l	2.31	2.03	1.23	
Waterstofcarbonaat, mg/l HCO ₃	209	189	87	
Ijzer, mg/l Fe	0.006	<0.005	0.008	
<i>Diatomeënm monsters water</i>				
	- 1 monster aan de N-O-O oever; - substraat: riet stengels en gele plomp in open water; - bevat veel benthische vormen, rijk aan soorten	- 1 monster aan de N-O-O oever; - substraat: riet stengels en gele plomp in open water	- 1 monster aan de N-W oever; - substraat: schraapsel van een houten paal	
<i>Bodemhapmonsters</i>				
	- 1 monster op 6.25 m diepte	- 1 monster op 6 m diepte	- 1 monster op 6.5 m diepte	
sedimentbeschrijving	heel fijn sediment, bestaand uit lagen van zwarte en bruine klei	heel fijn sediment, bestaand uit lagen van zwarte en bruine klei	fijne bruine klei	
diatomeeën bodemhap	- 2 monsters (zwarte en bruine klei); - beide kleilagen zijn rijk aan benthische en planktische diatomeeën	- 1 monster (bruine klei)	- 1 monster	
quick-scan macrofauna	geen benthische macrofauna aanwezig	-	-	

3.5 Verwerking van het sedimentprofiel

Proefboorkern

Een lithologische beschrijving en een foto van de proefboorkern uit de Lazaruskolk zijn gepresenteerd in Figuren 3.5.1 respectievelijk 3.5.2.



Figuur 3.5.1. De lithologische beschrijving van de proefboorkern uit de Lazaruskolk. De bemonsteringspunten voor de analyses van de diatomeeënsamenstelling zijn aangegeven met pijlen.



Figuur 3.5.2. Foto van het middelste segment van de proefboorkern.

Een quick-scan van 4 diatomeeënmonsters uit de proefboorkern (Figuur 3.5.1) leverde de volgende resultaten op:

Monster 1. Relatief veel diatomeeën aanwezig; weinig concentrische (planktische), maar voornamelijk benthische vormen.

Monster 2. Dezelfde als in laag 1.

Monster 3. Relatief weinig diatomeeën aanwezig, maar voldoende voor een analyse; weinig concentrische (planktische), maar voornamelijk benthische vormen.

Monster 4. Veel verschillende soorten diatomeeën (allebei planktische en benthische).

Alle bemonsterde lagen van de proefboorkern zijn rijk aan diatomeeën en bevatten verschillende soorten. Hiermee bevestigen de resultaten de keuze voor paleo-instrument in dit project.

4 Conclusies en planning

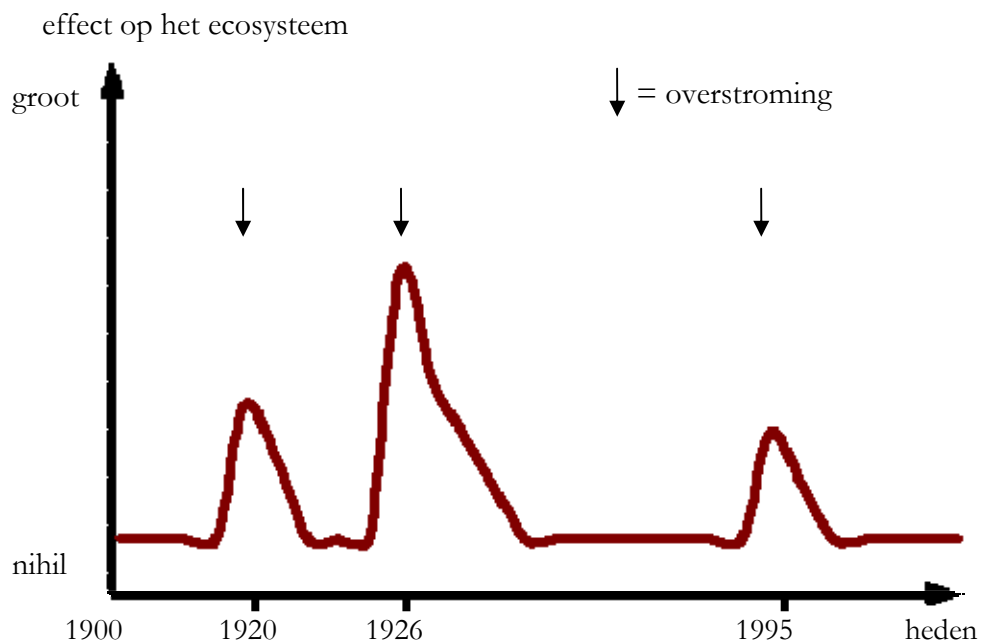
Aan de hand van de projectresultaten van 2005 kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

1. De effecten van overstromingen op het ecosysteem in Nederlandse uiterwaardplassen kunnen door de combinatie van twee methoden beoordeeld worden. De eerste methode is gebaseerd op de ruimtelijke vergelijking tussen uiterwaardplassen die aanzienlijk verschillen in overstromingdynamiek. De tweede methode is gebaseerd op de reconstructie van de overstromingen van de afgelopen 100-150 jaar met behulp van het paleo-instrument. Beide methoden richten zich op een combinatie van abiotische en biotische respons op de veranderingen in de overstromingdynamiek van de uiterwaardplassen.
2. De belangrijkste uitkomst van de literatuurstudie is dat tijdens een overstroming van een uiterwaardplas eutrofiëring de belangrijkste stressor voor het ecosysteem is.
3. De volgende plassen in het uiterwaardgebied van de IJssel (tussen Deventer en Zutphen) zijn voor het onderzoek geselecteerd:
 - Bolwerksplas;
 - plas Slot Nijenbeek;
 - Lazaruskolk;
 - vijver Huize de Pol.
4. De geschiedenis van de overstromingen in de geselecteerde uiterwaardplassen is gereconstrueerd. De Bolwerksplas en plas Slot Nijenbeek (type I plassen) zijn meerdere keren per jaar overstroomd. De Lazaruskolk en vijver Huize de Pol (type II plas) zijn in 1920, 1926 en 1995 op een natuurlijke manier overstroomd. De duur en de intensiteit van deze overstromingen zijn gereconstrueerd.
5. Om de overstromingdynamiek in de geselecteerde uiterwaardplassen te monitoren is een meetprogramma opgestart. De resultaten van de bemonsteringen van water en bodem laten zien dat de geselecteerde plassen aan alle gestelde voorwaarden voldoen en voor het vervolg van het onderzoek gebruikt kunnen worden.
6. Aan de hand van het literatuuronderzoek naar sedimentatiesnelheden in Nederlandse uiterwaardplassen en aan de hand van de eerste veldresultaten is de nieuwe boorkerntechniek ontworpen en gebouwd. Met behulp van deze apparatuur kan het paleo-instrument in 2006 ingezet worden.
7. Als een onderdeel van het paleo-instrument zijn de volgende sedimentanalyses gekozen voor de verwerking van de sedimentprofielen in 2006:
 - kern beschrijving;
 - dry bulk density;
 - magnetic susceptibility;
 - radiometrische datering;

- pigmenten analyse;
 - diatomeeënsamenstelling.
8. Voor de beoordeling van de biotische respons op de veranderingen in het nutriëntengehalte, die mogelijk optreden in een uiterwaardplas tijdens een overstroming, is de analyse van de diatomeeënsamenstelling veelbelovend. De resultaten van de proefboorkern laten zien dat de diatomeeën in 2006 als onderdeel van het paleo-instrument succesvol ingezet kunnen worden.

Aan de hand van de voorlopige projectresultaten in 2005 zijn voor het vervolgonderzoek de volgende werkhypothesen opgesteld:

- A. Onder de invloed van het nutriëntenrijke rivierwater verandert het ecosysteem van een weinig overstroomde uiterwaardplas ten tijde van een overstroming, om vervolgens na enige tijd te herstellen (Figuur 4.1). De hersteltijd is afhankelijk van de intensiteit en de duur van de overstroming. Deze hypothese wordt getest met behulp van de paleoreconstructie van de Lazaruskolk en de vijver Huize de Poll.
- B. De hersteltijd van het ecosysteem na een overstroming is mogelijk ook indirect gerelateerd aan de frequentie van de overstromingen. Als de plas vaak overstroomd wordt, kan dat leiden tot blijvende veranderingen in of blijvende verstoring van het ecosysteem. De vraag daarbij is waar de drempel tussen herstelbare en blijvende veranderingen van het ecosysteem ligt, en welke factoren (frequentie, intensiteit, duur) daarbij de belangrijkste rol spelen. Deze hypothese wordt met behulp van de resultaten uit de Bolwerksplas en plas Nijenbeek getest.



Figuur 4.1. Werkhypothese A waarin de impact van een overstroming op het ecosysteem afhankelijk is gesteld van de intensiteit en de duur van een overstroming. De hypothese is gebaseerd op de paleoreconstructie van een weinig overstroomde uiterwaardplas. De overstroming van 1926 is het meest intens en de hersteltijd is het langst.

Planning

1. Vervolg van het veldonderzoek naar de huidige ecologische en hydromorfologische situatie in de geselecteerde uiterwaardplassen;
2. Uitvoeren van het paleo-ecologisch veldonderzoek door het verzamelen van sedimentkernen uit de geselecteerde uiterwaardplassen;
3. Verrichten van sedimentanalyses;
4. Data analyse en rapportage.

Literatuur

- Appelby, P.G., 2001. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In W.M. Last & J.P. Smol (Eds.): Tracking Environmental Changes Using Lake Sediments. Volume 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 171-203.
- Allen, J.R.L., 1985. Principles of physical sedimentology. George Allen and Unwin, London.
- Amoros, C., & G. Bornette, 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47: 761-776.
- Amoros, C., J. Gibert, & M.T. Greenwood, 1996. Interactions between units of the fluvial hydrosystem. p. 184-210. In: Petts, G.E., Amoros, C. (eds.). *Fluvial hydrosystems*. Chapman & Hall, London.
- Amoros, C., & P.M. Wade, 1996. Ecological successions. p. 211-241. In: Petts, G.E., Amoros, C. (eds.). *Fluvial hydrosystems*. Chapman & Hall, London.
- Asselman, N.E.M., & M. van Wijngaarden, 2002. Development and application of a 1D floodplain sedimentation model for the River Rhine in The Netherlands. *Journal of Hydrology* 268: 127-142.
- Baptist, M.J., 2005. Modelling floodplain biogeomorphology. Proefschrift Technische Universiteit Delft, Delft.
- Barrat-Segretain, M., & G. Bornette, 2000. Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. *Hydrobiologia* 421(1): 31-39.
- Barrat-Segretain, M.H., G. Bornette & A. Hering-Vilas-Bôas, 1998. Comparative abilities of vegetative regeneration among aquatic plants growing in disturbed habitats. *Aquatic Botany* 60: 201-211.
- Barrat-Segretain, M.H., 1996. Germination and colonisation dynamics of *Nuphar lutea* L. in a former river channel. *Aquatic Botany* 55: 31-38.
- Besse-Lototskaya, A., P.F.M. Verdonchot & J. Sinkeldam, 2006. Uncertainty in diatom assessment: sampling, identification and counting variation. *Hydrobiologia* 566: 247-260.
- Bonis, A., & P. Grillas, 2002. Deposition, germination and spatio-temporal patterns of charophyte propagule banks: a review. *Aquatic Botany* 72: 235-248.
- Bornette, G., C. Amoros & N. Lamouroux, 1998. Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater biology* 39: 267-283.
- Bravard, J.P., & D.J. Gilvear, 1996. Hydrological and geomorphological structure of hydrostreams. In: Petts, G.E., Amoros, C. (eds.). *Fluvial hydrosystems*. Chapman & Hall, London, p. 98-116.
- Brink, F.W.B. van den, 1994. Impact of hydrology on floodplain lake ecosystems along the lower Rhine and Meuse. Proefschrift Katholieke Universiteit Nijmegen. 196 pp.
- Brink, F.W.B. van den, & G. van der Velde, 1991a. Macrozoobenthos of floodplain water of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: a structural and functional analysis in relation to hydrology. *Regulated rivers: Research and Management* 6: 265-277.

- Brink, F.W.B. van den, M.M.J. Maenen, G. van der Velde & A. bij de Vaate, 1991b. The (semi-)aquatic vegetation of still waters within the floodplains of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: historical changes and the role of inundation. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2693-2699.
- Brink, F.W.B. van den, M.M. van Katwijk & G. van der Velde, 1994. Impact of hydrology on phyto- and zooplankton community composition in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *Journal of Plankton Research* 16: 351-373.
- Brink, F.W.B. van den, J.P.H.M. de Leeuw, G. van der Velde & G.M. Verheggen, 1993. Impact of hydrology on the chemistry and phytoplankton development in floodplain lakes along the Lower Rhine and Meuse. *Biogeochemistry* 19: 103-128.
- Brink, F.W.B. van den & G. van der Velde, 1993. Growth and morphology of four freshwater macrophytes under the impact of the raised salinity level of the Lower Rhine. *Aquatic Botany* 45: 285-297.
- Brunet, R.C., & K.B. Astin, 1998. Variation in phosphorus flux during a hydrological season: the river Adour. *Water Research* 32(3): 547-558.
- Elber, F., & F. Schanz, 1990. The influence of a flood event on phytoplankton succession. *Aquatic Sciences* 52(4): 330-344.
- Elbersen, J.W.H., & F.C.J.M. Roozen, 2003. Effecten van verstoring als gevolg van inundatie en/of droogte op macrofyten en macrofauna in Nederlandse uiterwaardplassen. Een kennisoverzicht van de belangrijkste (a)biotische processen en ecologische traits bij veranderende rivier-uiterwaarddynamiek als gevolg van klimaatverandering. Alterra, Wageningen.
- Furse, M. et al., 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566: 3-29.
- Forsberg, B.R., A.H. Devol, J.E. Richey, L.A. Martinelli & H. dos Santos, 1988. Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. *Limnology and Oceanography* 33(1): 41-56.
- García de Emiliani, M.O., 1997. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia* 357: 1-15.
- Geest, G.J. van, F.C.J.M. Roozen, H. Coops, R.M.M. Roijackers, A.D. Buijse, E.T.H.M. Peeters & M. Scheffer, 2003. Vegetation abundance in lowland flood plan lakes determined by surface area, age and connectivity. *Freshwater Biology* 48 (3): 440-454.
- Glew, J.R., J.P. Smol & W.M. Last, 2001. Sediment core collection and extrusion. In: W.M. Last & J.P. Smol (Eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Vol. 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, p. 73-105.
- Gottschalk, M.K.E., 1971. Stormvloed en rivieroverstromingen in Nederland. Deel I: De periode voor 1400. 581 pp.
- Gottschalk, M.K.E., 1977. Stormvloed en rivieroverstromingen in Nederland. Deel III: De periode 1600-1700.
- Håkanson, L., & M. Jansson, 1983. *Principles of lake sedimentology*. Springer-Verlag, Berlin.

- Hamilton, S.K., & W.M. Lewis, 1987. Causes of seasonality in the chemistry of a lake on the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Limnology and Oceanography* 32(6): 1277-1290.
- Hein, T., G. Heiler, D. Pennetzdorfer, P. Riedler, M. Schagerl & F. Schiemer, 1999. The Danube Restoration Project: functional aspects and planktonic productivity in the floodplain system. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 259-270.
- Hupp, C.R., 2000. Hydrology, geomorphology and vegetation of Coastal Plain rivers in the south-eastern USA. *Hydrological processes* 14: 2991-3010.
- Ibelings, B., W. Admiraal, R. Bijkerk, T. Ietswaart & H. Prins, 1998. Monitoring of algae in Dutch rivers: Does it meet its goals? *Journal of Applied Phycology* 10(2): 171-181.
- Ietswaart, T., L. Breebaart, B. van Zanten & R. Bijkerk, 1999. Plankton dynamics in the river Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. *Hydrobiologia* 410: 1-10.
- IPCC, 2001: Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Eds: Watson, R.T. and the Core Writing Team. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA, 398 pp.
- James, C.S., 1985. Sediment transfer to overbank sections. *Journal of hydraulic research* 23: 435-452.
- Janse, J.H., 1986. Ecologische waarden van de wateren in het winterbed van de grote rivieren. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, 151 pp.
- Junk, W.J., P.B. Bayley & R.E. Sparks, 1989. The Flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D.P. (ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106, p. 110-127.
- Kalff, J., 2002. *Limnology. Inland water ecosystems*. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Lee, G.E.M. van der, H. Olde Venterink, & N.E.M. Asselman, 2004. Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in the Netherlands. *River research and applications* 20: 315-325.
- Limberger, R., C. Fesl & M. Schagerl, 2004. Phytoplankton community structure in a Danubian backwater system: response to environmental factors. *Archiv für Hydrobiologie* 161(2): 181-198.
- Middelkoop, H., 1997. Embanked floodplains in the Netherlands: geomorphological evolution over various time scales. PhD proefschrift, 341 pp.
- Middelkoop, H., & N.E.M. Asselman, 1998. Spatial variability of floodplain sedimentation at the event scale in the Rhine-Meuse delta, The Netherlands. *Earth surface processes and landforms* 23: 561-573.
- Moreira-Turcq, P., J.M. Jouanneau, B. Turcq, P. Seyler, P. Weber & J.L. Guyot, 2004. Carbon sedimentation at Lago Grande de Curuai, a floodplain lake in the low Amazon region: insights into sedimentation rates. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 214: 27-40.
- Nicholas, A.P. & D.E. Walling, 1997. Modelling flood hydraulics and overbank deposition on river floodplains. *Earth surface processes and landforms* 22: 59-77.

- Ohle, W., 1980. Mineral impact of lakes as background for their biogenic dynamics. *Hydrobiologia* 72(1-2): 51-59.
- Pithart, D., 1999. Phytoplankton and water chemistry of several alluvial pools and oxbows after the flood event – a process of diversification. *Archiv für Hydrobiologie. Supplement Algological Studies* 95: 93-113.
- Pizzuto, J.E., 1987. Sediment diffusion during overbank flows. *Sedimentology* 34: 301-317.
- Reineck, H.E., & I.B. Singh, 1973. Depositional sedimentary environments.. With reference to terrigenous clastics. Springer-Verlag, Berlin.
- Reynolds, C.S., 1980. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecology* 3: 141-159.
- Ringelberg, J., 1976. Inleiding tot de aquatische oecologie : in het bijzonder van het zoete water. Bohn, Scheltema & Holkema, Utrecht.
- Robinson, C.T., K. Tockner & J.V. Ward, 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 661-677.
- Roozen, F.C.M.J., 2005. Transparency of floodplain lakes. A study of plankton and suspended matter along the Lower Rhine. Proefschrift Wageningen Universiteit, Wageningen.
- Roozen, F.C.J.M., G.J. van Geest, B.W. Ibelings, R. Roijackers, M. Scheffer & A.D. Buijse, 2003. Lake age and water level affect turbidity of flood plain lakes along the lower Rhine. *Freshwater Biology* 48: 519-531.
- Russell, M.A., D.E. Walling, B.W. Webb & R. Bearne, R., 1998. The composition of nutrient fluxes from contrasting UK river basins. *Hydrological processes* 12: 1461-1482.
- Schwarz, W.L., G.P. Malanson & F.H. Weirich, 1996. Effect of landscape position on the sediment chemistry of abandoned-channel wetlands. *Landscape Ecology* 11(1): 27-38.
- Scheffer, M., 1998. Ecology of shallow lakes. Population and community biology series 22. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Smol, J.P., 2002. Pollution of Lakes and Rivers. Arnold, 280 pp.
- STOWA Rapport-16 “Waterberging en Natuur”, 2004. Utrecht, 144 pp.
- STOWA Rapport-42 “Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water”, 2004. Utrecht, 450 pp.
- STOWA Rapport-43 “Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn Water”, 2004. Utrecht, 365 pp.
- Tockner, K., F. Malard & J.V. Ward, 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological processes* 14: 2861-2883.
- Tockner, K., D. Pennetzdorfer, N. Reiner, F. Schiemer & J.V. Ward, 1999. Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology* 41: 521-535.
- Verdonshot, P.F.M., 1990. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel: Het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren. Provincie Overijssel, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 301 pp.

- Weijden, C.H. van der, & J.J. Middelburg, 1989. Hydrogeochemistry of the River Rhine: Long term and seasonal variability, elemental budgets, base levels and pollution. *Water Research*. 23(10): 1247-1266.
- Wilby, R., & J. Gibert, 1996. Hydrological and hydrochemical dynamics. In: Petts, G.E., Amoros, C. (eds.). *Fluvial hydrosystems*. Chapman & Hall, London, p. 37-67.
- Zalocar de Domitrovic, Y., 2003. Effect of fluctuations in water level on phytoplankton development in three lakes of the Paraná river floodplain (Argentina). *Hydrobiologia* 510: 175-193.