



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Evaluatie verwijdering oeververdediging Engelsche Werk 1993-2001

RIZA rapport 2003.007



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Evaluatie verwijdering oeververdediging Engelsche Werk 1993-2001

RIZA rapport 2003.007

ISBN 90 3695486x

Auteurs: Jennie Simons en Leonie Bolwidt

RIZA

Lelystad, april 2003

Voorwoord

Dit is het eindrapport van het project "Monitoring en evaluatie oeververdediging Engelsche Werk", dat is uitgevoerd door het RIZA, in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Oost-Nederland. In dit rapport worden de morfologische en ecologische ontwikkelingen beschreven die zich op de oever van 'Het Engelsche Werk' langs de IJssel nabij Zwolle hebben voorgedaan na de herinrichting in 1995. Hierbij zijn kribben aangelegd en is de stenen oeververdediging verwijderd over een lengte van 700 meter. De monitoring van de morfologische gegevens beslaat de periode vanaf 1994 tot en met augustus 2001 en de monitoring van de ecologische gegevens vanaf 1993 tot en met 2001. Voorafgaand aan dit rapport zijn er drie tussentijdse evaluaties gerapporteerd in Simons *et al.* (2001), Sorber (1999) en Simons *et al.* (1998). De morfologische basisgegevens zijn te vinden in Bolwidt (2003).

De begeleiding was bij de opdrachtgever in handen van F. Kok. De bodemhoogtemetingen zijn uitgevoerd door de Meetdienst van Directie Oost-Nederland en de Meetkundige Dienst en verwerkt door R. de Vries en J. Stoelers (beiden Meetdienst DON). Het vegetatiekundig onderzoek is uitgevoerd door D. de Boer en J. Leemans (Stichting Toegepaste Landschapsecologie) en de vogelinventarisaties zijn uitgevoerd door G. Gerritsen. L. van Hal heeft de erosie-sedimentatie histogrammen vervaardigd en J. van den Born heeft de vogeldata ingevoerd. W. ten Brinke, M. Schropp, E. van Velzen, W. Liefveld, R. Noordhuis (allen RIZA), F. Kok en G. Gerritsen hebben aanwijzingen gegeven voor verbetering van dit rapport.

Samenvatting 9

1 Overture 11

2 Projectgebied, monitoring en evaluatie 13

2.1 Herinrichting oevers Engelsche Werk 13

2.2 Meetprogramma 18

2.3 Hydrologie 20

3 Morfologie 23

3.1 Inleiding 23

3.2 Methode 23

3.2.1 Bodemsamenstelling 23

3.2.2 Bodemhoogte 23

3.2.3 Stroomsnelheid 25

3.2.4 Veldbezoeken 26

3.3 Resultaten en discussie 26

3.3.1 Bodemsamenstelling 26

3.3.2 Bodemhoogte 26

3.3.3 Verschilkaarten 27

3.3.4 Morfologische ontwikkeling 28

4 Vegetatie 41

4.1 Inleiding 41

4.2 Methode 41

4.3 Resultaten en discussie 42

4.3.1 Beschrijving van de vegetatie 42

4.3.2 Vegetatie-ontwikkeling in relatie tot begrazing,
morfologie en inundatie 48

5 Vogels 51

5.1 Inleiding 51

5.2 Methode 51

5.2.1 Metingen 51

5.2.2 Analyse en verwerking van gegevens 52

5.3 Resultaten en discussie 52

5.3.1 Broedvogels 52

5.3.2 Niet-broedvogels 57

6 Synthese, conclusies en aanbevelingen 63

6.1 Relaties tussen ecologie, morfologie, hydraulica, beheer en recreatie 63

6.2 Conclusies 69

6.3 Aanbeveling 72

Literatuur 75

Bijlagen

- 1a Ligging van de raaien en de nummering van de kribvakken 80
- 1b Indeling van het traject in 15 vakken 81
- 2 Foto's 82
- 3a Bodemhoogtekaart maart 1996 86
- 3b Bodemhoogtekaart juli 2001 87
- 4a Verschilkaart hoogteligging oktober 1998 - augustus 1999 88
- 4b Verschilkaart hoogteligging augustus 1999 - augustus 2000 89
- 4c Verschilkaart hoogteligging augustus 2000 - juli 2001 90
- 5 Terugschrijdingsnelheid van de steilrand 91
- 6 Aandachtssoorten vegetatie 92
- 7 Aangetroffen broedvogels 93
- 8a Aangetroffen niet-broedvogels (gemiddelden over de maxima per telling) 94
- 8b Aangetroffen niet-broedvogels (vogeldagen) 96
- 9 Figuren niet-broedvogels 98

Lijst van figuren

- Figuur 2.1 Luchtfoto's van de oevers en een deel van uiterwaard 'Het Engelsche Werk'
- Figuur 2.2 Ligging van de uiterwaard en oever 'Het Engelsche Werk' bij Zwolle
- Figuur 2.3 Situatie vóór de herinrichting
- Figuur 2.4 Situatie na de herinrichting
- Figuur 2.5 De waterstand bij Katerveer gedurende de monitoringsperiode 1993-2001
- Figuur 2.6 Onderschrijdingslijn voor de waterstand bij Katerveer vanaf maart 1996 tot oktober 2001
- Figuur 3.1 Voorbeeld van een erosie-sedimentatie histogram
- Figuur 3.2 Representatieve boorprofielen voor de locatie 'Engelsche werk'
- Figuur 3.3 Verschilkaart maart 1996 - juli 2001
- Figuur 3.4 Voorbeeld van erosie en sedimentatie in een profiel tussen 1996 en 2001
- Figuur 3.5 Hoeveelheid netto erosie en sedimentatie in de periode maart 1996 - juli 2001 per kribvak
- Figuur 3.6 Terugschrijding van het bovenwatertalud in de tijd
- Figuur 3.7 Terugschrijdingssnelheid (m/maand) per raai
- Figuur 3.8 De totale (cumulatieve) terugschrijding in de periode maart 1996 - juli 2001
- Figuur 3.9 Het verloop van de terugschrijdingssnelheid (m/maand) in de tijd (perioden)
- Figuur 3.10 Stromingspatronen bij hoogwater bij het Engelsche werk
- Figuur 3.11 De te verwachten ontwikkeling van het kribvaktalud
- Figuur 3.12 Verandering van de hoogte van het zomerbed in de tijd
- Figuur 4.1 Verdeling van de vegetatietypen over de raaien in 1996, 1997, 1999 en 2001
- Figuur 4.2 De ontwikkeling van een vegetatiezonering op een raai
- Figuur 5.1 Het aantal soorten broedvogels per vogelgroep (a). Het aantal broedvogel-territoria (paren) per vogelgroep (b)
- Figuur 5.2 Aantal territoria aan broedende vogels per vogelsoort binnen twee vogelgroepen (a) pioniervogels en (b) weidevogels
- Figuur 5.3 De ontwikkeling in het aantal niet-broedvogels per vogelgroep na herinrichting
- Figuur 5.4 De ontwikkeling bij de steltlopers

Lijst van tabellen

Tabel 2.1	Meetprogramma Engelsche Werk
Tabel 3.1	Netto sedimentatie en erosie per tijdvak per kribvakdeel
Tabel 3.2	Hoogte van de steilrand in de verschillende kribvakken in februari 2003
Tabel 3.3	Erosie en sedimentatie (m ³) in de onderscheiden vakken
Tabel 4.1	Percentage van de raaisegmenten per vegetatietype in 1996, 1997, 1999, 2001
Tabel 4.2	Vegetatietypen Engelsche Werk in relatie tot overstromingsduur
Tabel 5.1	Het belang van oever van het Engelsche Werk in relatie tot de broedvogelgemeenschap van de IJsseluiterwaarden tussen Deventer en Kampen en de landelijke trend

Samenvatting

Eind 1995 is bij 'Het Engelsche Werk' langs de IJssel (nabij Zwolle) de stenen oeververdediging over een lengte van 700 meter verwijderd. In plaats daarvan zijn kribben aangelegd. Op deze wijze worden erosie- en sedimentatieprocessen in het deel van de uiterwaard tussen zomerbed en zomerkade toegelaten en kan in de oeverzone een aan overstromingsduur en erosie en sedimentatie gerelateerde vegetatie tot ontwikkeling komen. Binnen het monitoringsprogramma zijn metingen uitgevoerd waarmee de ontwikkeling van de hydraulische en morfologische processen, en daarmee samenhangend het herstel van oeverbiotopen, gevolgd kon worden. Tevens konden door deze metingen eventuele ongewenste effecten, zoals het functieverlies van kribben en verondieping van de vaargeul, tijdig gesignaleerd worden. De metingen zijn verricht in de periode 1993-2001.

In de oeverstrook is ecologisch herstel opgetreden. Door de aanleg van de kribben en het verwijderen van de stenen oeverbescherming is de oever ter hoogte van de waterlijn (bovenwatertalud) onderhevig geweest aan erosie. De hydraulische en morfologische processen kregen de vrijheid om de oever vorm te geven. Planten en vogels reageerden direct op de ontstane variatie in de oeverzone en de opeenvolging van verschillende omstandigheden. Na 6 jaar is er een flauwer talud met ondiep waterzones en zandstrandjes ontstaan. Dit is karakteristiek voor de Nederlandse rivieren, maar voor de IJssel vrij uitzonderlijk. De begrazing in lage dichtheden heeft er voor gezorgd dat hoger op de oever structuurrijke ruigten zijn ontstaan met in natte jaren tevens moerassige vegetatie.

Het zomerbed is als gevolg van het verwijderen van de harde oeververdediging en de daarop volgende erosie van de oeverlijn niet structureel opgehoogd. De opgetreden sedimentatie (en erosie) is het gevolg van natuurlijke fluctuaties van het riviersysteem.

Gezien de resultaten van deze monitoring, is er geen belemmering om de harde oeververdediging te vervangen door kribben. Langs de IJssel zal dit niet leiden tot verondieping van het zomerbed. Lokale omstandigheden langs de Boven-IJssel kunnen hiervan afwijken. Voor de morfologische en ecologische ontwikkeling van oeverzones is het zeer gewenst de harde oeververdediging langs grotere delen van de IJssel te vervangen door kribben.

De monitoring van de oever en de analyse en evaluatie van de gegevens van 1994 tot en met 2001 hebben de ecologische en morfologische kennis over het verwijderen van de breukstenen oeververdediging en de aanleg van met kribben verdedigde oevers langs de IJssel aanzienlijk doen toenemen. Deze kennis kan worden toegepast en de waarde en de effecten van dit type oever kunnen in de toekomst beter worden voorspeld.

1 Overture

Als uitwerking van de Derde Nota Waterhuishouding (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989) heeft de Directie Oost-Nederland een inrichtingsplan voor oevers van de Rijntakken opgesteld: Overture (Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1993). In dit plan is een streefbeeld geformuleerd voor de inrichting en realisatie van "groene linten" langs de rivier. Hoewel de oevers van de Rijntakken meerdere functies vervullen binnen het rivierbeheer, ligt bij 'Overture' de nadruk op het 'herstel van natuurwaarden en van de migratiemogelijkheden voor plant en dier'.

Een belangrijke voorwaarde voor het herstel van de natuurwaarden is het op gang brengen van riviermorphologische en rivierhydraulische processen in de oeverzone. In het verleden zijn deze processen langs de IJssel beteugeld door het vastleggen van de oever met een oeerverdediging. Dit is dit met name gedaan om grootschalige oe verafslag te voorkomen. Naast landverlies zorgt oe verafslag voor een extra toevoer van sediment, waardoor ondiepten in de vaargeul kunnen ontstaan.

De toenmalige Projectgroep Natuurvriendelijke Oevers Rijntakken (PNOR) heeft de rechteroever van de IJssel bij "Het Engelsche Werk", onderdeel van de Schellerwaard, als proefproject uitgewerkt. De breukstenen oe verdediging op de overgang van vaargeul naar de oever is in 1995 verwijderd. Als oe verbescherming zijn kribben aangelegd. In de onverdedigde kribvakken kreeg de rivier door de waterstand, stroming, golven, erosie en sedimentatie weer invloed op de vorm van de oever. Het gewenste resultaat is een geleidelijke overgang van zomerbed van de rivier naar de uiterwaard met de daarbij passende planten en dieren. De vaargeul mag echter niet verplaatsen en ondieper worden door oe vererosie of niet functionerende kribben en de oever mag niet dichtgroeien met struweel of bos.

Om de consequenties van de natuurvriendelijke inrichting te kwantificeren en te beoordelen is in opdracht van RWS Directie Oost-Nederland een plan opgesteld voor monitoring en evaluatie van deze oever (Simons *et al.*, 1996). Dit vormt de basis voor de uitgevoerde metingen en de wijze van analyse en verwerking van de gegevens. Het doel hiervan is om informatie, kennis en ervaring op te bouwen die gebruikt kan worden om dit soort projecten vaker toe te passen.

Dit rapport beschrijft de evaluatie van de metingen over de periode 1993-2001 en de op basis hiervan opgedane kennis. Als eerste wordt een beschrijving gegeven van het oe verproject Engelsche Werk, de maatregelen die zijn getroffen voor een natuurvriendelijke inrichting en een overzicht van de metingen. Vervolgens wordt de ontwikkeling van de oever beschreven ten aanzien van drie thema's: morfologie, vegetatie en de vogels. Per thema worden de methode van meten en de resultaten van de metingen beschreven. Het rapport sluit af met de integratie van de resultaten, de conclusies en de aanbevelingen voor inrichting- en beheer van natuurvriendelijke oevers langs de IJssel.

2 Projectgebied, monitoring en evaluatie

2.1 Herinrichting oevers Engelsche Werk

Historie

Na de bochtafsnijdingen bij Doesburg (1954) en de Steeg (1967) en het gereed komen van de stuwen in de Nederrijn/Lek (1967) zijn in de jaren zeventig de onverdedigde gestrekte oevers en kribvakken langs de IJssel met breuksteen verdedigd tegen grootschalige oeverafslag. Dit gebeurde ook ter hoogte van het Engelsche Werk (figuur 2.1a en b). De erosie werd veroorzaakt door de toename van de grootte en de vaarsnelheid van de schepen op de IJssel (RWS/DB, 1973; Verheij en Huyskens, 1993). Door de steenbestortingen werd een voldoende diepe en brede vaargeul in stand gehouden. Tegelijkertijd verdween hierdoor de geleidelijke overgang van het diepe zomerbed naar de uiterwaard. Ondiep water, de zeer frequent overstroomde oeverzone en de steilranden verdwenen grotendeels langs de IJssel. Hierdoor zijn de vestigingsmogelijkheden voor water- en oeverplanten grotendeels verdwenen en zijn rust-, foerageer- en voortplantingsgebieden voor sommige vis- en vogelsoorten afgenomen.

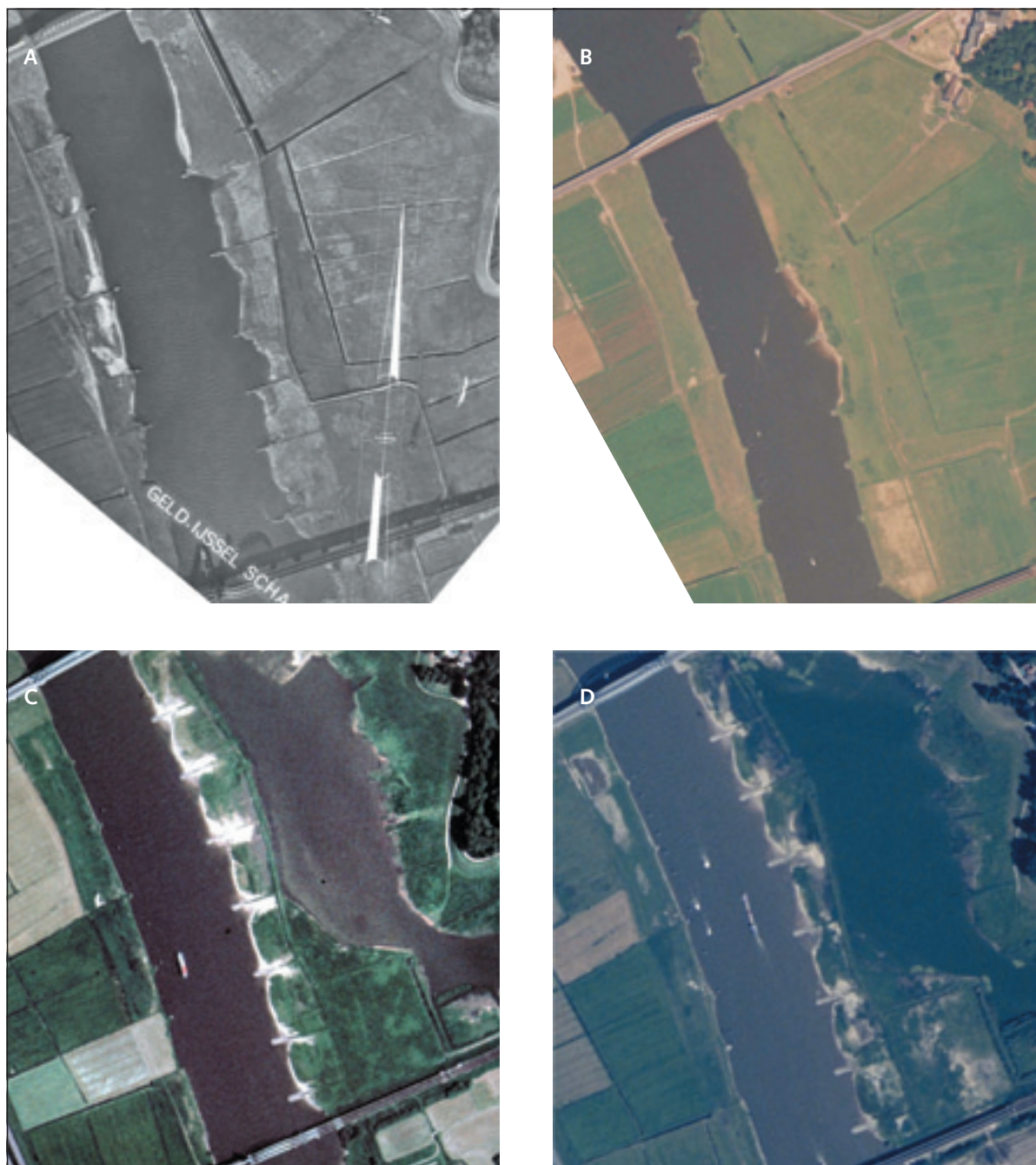
Met het verschijnen van de Derde Nota Waterhuishouding en Oeverture werd herstel van de natuurwaarden van de oevers en de uiterwaarden rijksbeleid. In 1992 is een natuurontwikkelings-project voltooid in de uiterwaard bij 'Het Engelsche Werk' volgens een plan van de Provincie Overijssel en Staatsbosbeheer (LB & P, 1991). De natuurontwikkeling in de uiterwaard is voor recreanten te zien en te beleven via een wandelpad naar een vogel-observatiehut en via een nieuw fietspad langs de Rijksweg van het veer naar de dijk. Op de dijk staan informatieborden en er is een folder beschikbaar. In aansluiting op de natuurontwikkeling in de uiterwaard heeft Rijkswaterstaat een herinrichtingsplan voor de aan dit gebied grenzende oevers opgesteld (Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1994a). In oktober 1995 is de herinrichting van de oever voltooid. Het oeverproject Engelsche Werk ligt op de rechteroever van de IJssel bij Zwolle tussen de spoor- en verkeersbrug, tussen kilometerraai 978.920 en 979.620 (figuur 2.1 en 2.2). De oppervlakte van het projectgebied is 7,5 hectare.

Situatie voorafgaand aan de herinrichting

In figuur 2.3a en b, foto 2.1b, en foto 1, bijlage 2 is de situatie vóór-afgaand de herinrichting in het najaar 1995 weergegeven. De oever was verdedigd door middel van kribrestanten en een oeververdediging van breuksteen met een steil onderwatertalud. Tussen de raaien 979.180 en 979.400 ontbrak de oeververdediging. De morfologische processen speelden zich voornamelijk af in het zomerbed en in de twee onverdedigde kribvakken. Daar was de morfologische dynamiek groot en zichtbaar in de vorm van een iets geleidelijkere overgang van water naar land, een smal zandige strook en steilrandjes van 0,3 tot 0,4 meter. De dynamiek werd bepaald door de fysische belasting door scheepsgolven en stroming. In de rest van de oever was geen oevererosie waar te nemen. Alleen bij zeer hoge afvoeren werd er in de oever een kleine hoeveelheid zand afgezet. De ruimte voor morfologische processen in de oever was dus klein.

.....
Figuur 2.1

Luchtfoto's van de oevers en een deel van uiterwaard 'Het Engelsche Werk'. (a) De situatie in 1970 voorafgaand aan de vastlegging van de IJsseloever; (b) De situatie in 1991 voorafgaand aan de herinrichting van oever en de natuurontwikkeling van de uiterwaard; (c) De situatie in 1996 dus na herinrichting van zowel de oever in 1995 als de uiterwaard in 1992; (d) De situatie in 1999



Tot 1993 werd de oeverzone verpacht en grotendeels intensief door melk-
koeien begraaasd. Het gedeelte bij de spoorbrug werd laat in het voorjaar of
in het begin van de zomer gemaaid (hooilandbeheer). Daarna werd het vee
daar ook ingelaten (nabeweiding). De oeverzone bestond overwegend uit
frequent overstroomd productiegrasland met veel Gewone waterbies. In
1993 is het beheer in handen van Staatsbosbeheer gekomen en sindsdien
wordt er seizoensbegrazing in lage dichtheden toegepast. Integrale begrazing
van de oeverzone en de achterliggende uiterwaard bleek niet mogelijk.

.....
Figuur 2.2
Ligging van de uiterwaard en oever 'Het Engelsche Werk' bij Zwolle



Daarom is gekozen om in de uiterwaard koeien te laten grazen en in de oeverzone paarden. De paarden en veulens komen na het vogelbroedseizoen en zijn er van juni tot november. De wens is dat er door de begrazing een structureel rijk grasland zal ontstaan. Het gebied in zijn geheel (oever en uiterwaard) houdt daardoor een open structuur en blijft daarmee aantrekkelijk voor steltlopers en watervogels.

In 1994 was de oever nog steeds erg open. Het effect van de begrazing door een tiental paarden en veulens was al zichtbaar. De vegetatie was overwegend lager dan 0,25 meter en bestond uit grazige ruigte en frequent overstroomd grasland (Zilver schoonverbond) waarin de grassen domineerden. Op en tussen de breukstenen oeververdediging was een pioniervegetatie met vochtminnende ruigtekruiden aanwezig. In de lage delen tegen de zomerkade aan, was in 1994 een moerassige pioniervegetatie aanwezig. In 1993, een relatief droog jaar, ontbrak de moerassige vegetatie en bestond de oever in zijn geheel uit grasland (Bremer, 1998). Daar waar de oeververdediging ontbrak kwam een zeer smal, zandstrandje zonder begroeiing voor in combinatie met een steilrandje. Verschillende dominante soorten wisselden elkaar af, een kenmerk voor vegetatie op rivieroever. De bodemsamenstelling kan op korte afstand verschillen, en per jaar en per locatie is de mate waarin processen als erosie, sedimentatie en inundatie voorkomen verschillend.

In 1993 en 1994 waren er voornamelijk vogelsoorten aanwezig die op de bodem broedden en water, moeras of vochtige tot drassige graslanden prefereren als broedbiotoop. Het belangrijkste biotoop was het laagste deel tussen de oeverwal en de zomerkade. Na hoge afvoeren bleef het water hier soms lange tijd staan. De Kievit was de meest algemene soort. In 1994 had één paartje Grutto, Tureluur en mogelijk Zomertaling gebroed in de oever. Deze drie soorten zijn in Nederland bedreigd. Voor de Grutto is Nederland van internationale betekenis (Osieck & Hustings, 1994). Met name voor grote groepen Grutto's vervulde de oeverzone een rol als overnachtingsplek.

Doelstelling voor herinrichting en mogelijke ongewenste ontwikkelingen

De doelstelling voor de herinrichting van de oever was: "het toestaan van erosie- en sedimentatieprocessen alsmede de ontwikkeling van pioniervegetatie in de oeverzone door de oeververdediging waar mogelijk te verwijderen" aldus Rijkswaterstaat Directie Gelderland (1994).

Hierdoor zal de ecologische ontwikkeling in de oever veel meer dan daarvoor gestuurd worden door morfologische en hydrologische processen. De verwachting is dat hierdoor een geleidelijke overgang van water naar land zal ontstaan, die nu langs het overgrote deel van de IJssel ontbreekt. Deze overgangszone met ondiep water en een zeer frequent overstroomde zone is voor planten en dieren die thuishoren in rivieren zeer waardevol. In dit gebied is een grote mate van openheid van de oevervegetatie van belang om de functie van de oever voor watervogels en steltlopers in stand te houden en de relatie met het natuurontwikkelingsproject in de uiterwaard te versterken.

De ongewenste ontwikkelingen zijn:

- een sterke sedimentatie in het zomerbed;
- een zodanige oeverafslag dat de kribben achterloops worden en de zomerkaai wordt bedreigd;
- een dichte wilgenbegroeiing;
- recreanten in de oeverstrook.

Ten aanzien van de ongewenste ontwikkelingen zullen de beheerders (Rijkswaterstaat en Staatsbosbeheer) samen en tijdig moeten bepalen of en in hoeverre aanvullende ingrepen in de oever noodzakelijk zijn.

De herinrichting van de oever

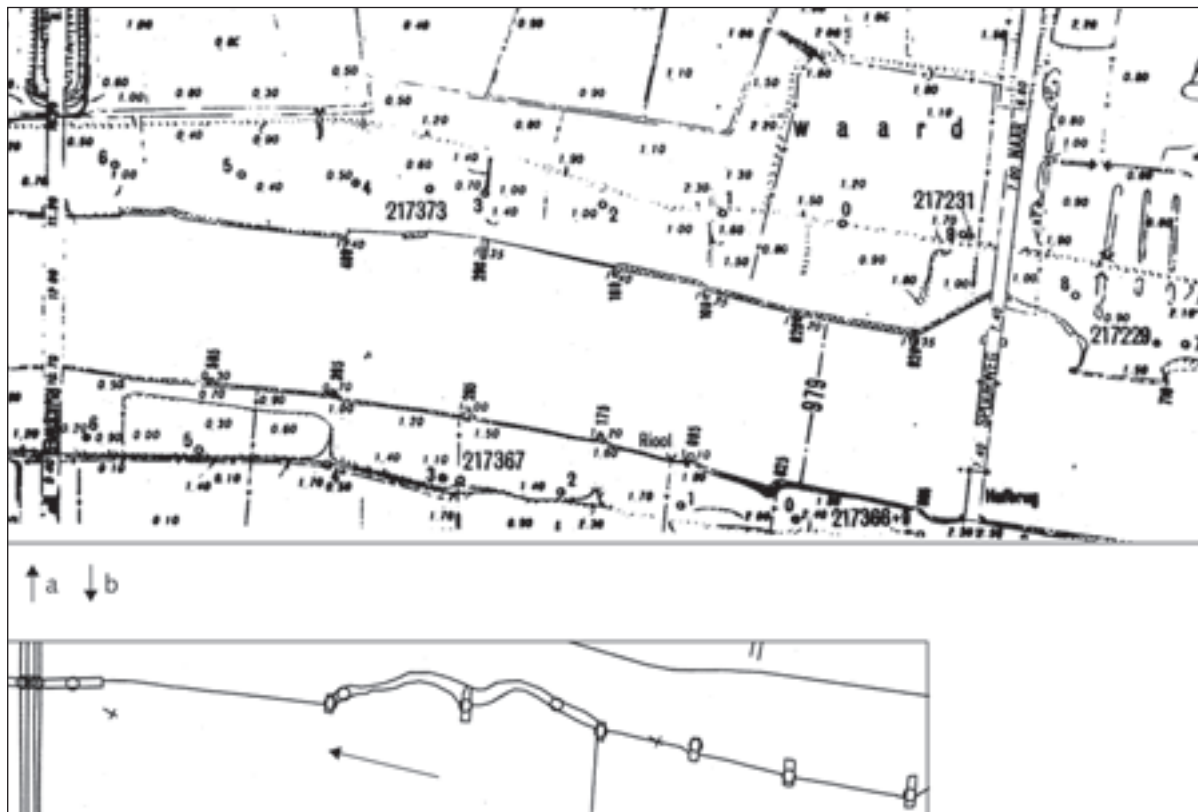
Om de doelstellingen te bereiken zijn de bestaande kribben en (indien aanwezig) de breukstenen kribvakverdediging tussen kmr. 978.920 en 979.400 verwijderd. Tussen kmr. 979.400-979.620 is de breukstenen oeververdediging verwijderd. In plaats daarvan zijn acht nieuwe langere kribben aangelegd met een onderlinge afstand van 100 meter. De kribben lopen landinwaarts 30-40 meter door tot een maaiveldhoogte van 1,40 +NAP vanwege de verwachte hellingshoek van het kribvaktalud van 1:10. In figuur 2.4a is de situatieschets met de ligging van de kribben na de herinrichting te zien. De vorm van de oever geeft niet de werkelijkheid weer, maar de verwachte situatie enige tijd na herinrichting. Figuur 2.4b laat de werkelijke vorm van de oever kort na de herinrichting zien. Om de gewenste openheid te realiseren is gekozen voor begrazing door middel van paarden in een lage dichtheid. De reden, doelen, mogelijkheden en de uiteindelijke keuzen voor de wijze van herinrichting zijn beschreven in Rijkswaterstaat Directie Gelderland (1994a).

Na het broedseizoen, van juni tot november, grazen er 6-7 volwassen paarden en hun veulens op de oeverstrook. De begrazingsdichtheid is ongeveer 1 grootvee-eenheid (bijvoorbeeld een volwassen paard) per hectare. De oever is niet vrij toegankelijk voor recreatie. Er staat een bord met een afmeerverbod voor recreanten die vanaf het water komen.

Omdat het onbekend was of en in hoeverre de gewenste en ongewenste effecten zouden gaan optreden is het een proefproject geworden. De morfologische en biologische processen die optreden na verwijdering van de oeververdediging moesten goed gevolgd, beoordeeld en gedocumenteerd worden.

Figuur 2.3

Situatie vóór de herinrichting (a) en de vorm van de oeverzone (b)



Figuur 2.4

Situatie na de herinrichting met de verwachte (a) en de werkelijke (b) oeverzone



2.2 Meetprogramma

Meetdoelen

In het 'Projectplan Monitoring en Evaluatie Oeververdediging IJssel' (Simons *et al.*, 1996) is het meet- en evaluatieprogramma beschreven. Het meetprogramma heeft twee hoofddoelen:

1. Het vergroten van het inzicht in de morfologische en ecologische effecten van verwijdering van oeververdediging langs de IJssel.
2. Het tijdig signaleren van ongewenste ontwikkelingen (sterke sedimentatie in het zomerbed, achterloops raken van kribben en dichte wilgenbegroeiing) om indien nodig maatregelen te treffen die deze ontwikkelingen verminderen of tegengaan.

Deze twee doelen zijn uitgewerkt tot vier concrete meetdoelstellingen.

1. Het volgen van de mate van erosie en/of sedimentatie van de oever en het zomerbed en een relatie leggen met het ontbreken van oeververdediging en het functioneren van de nieuwe kribben.
2. Het volgen van de vegetatieontwikkeling tussen de zomerkaai en het zomerbed om inzicht te krijgen in de vegetatietypen, de soortensamenstelling en de vegetatiestructuur in relatie tot de morfologie en hydrologie van de oever en de begrazing.
3. Het volgen van de soortensamenstelling en het aantal broedvogels en trekvogels in relatie tot de morfologie, hydrologie en de vegetatie van de oever en de begrazing.
4. Het nader beschrijven van de oeverdoeltypen uit Overture (Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1993) voor dit deel van de IJssel.

Tijdens veldbezoeken is de aan- of afwezigheid van recreanten vastgesteld. Op basis daarvan zal een inschatting worden gemaakt van de effecten op de ecologie en morfologie van de oever.

Gedurende de meetperiode zijn drie tussenevaluaties verschenen Simons *et al.* (1998), Sorber (1999), Simons *et al.*, (2001). Deze tussentijdse evaluaties zijn bedoeld om ongewenste ontwikkelingen tijdig te signaleren en het meetprogramma op effectiviteit te beoordelen. De metingen aan de vegetatie en vogels zijn na ieder meetjaar gerapporteerd in een datarapportage met een situatie beschrijving voor het betreffende jaar. Alle basisrapporten zijn apart beschreven in het literatuuroverzicht.

Hypothesen

Op basis van de bovenstaande meetdoelstellingen zijn de hierna volgende hypothesen opgesteld.

1. Na verwijdering van de stenen oeververdediging krijgen erosie en sedimentatie meer invloed op de vorm van de oever. Gezien het voorkomen van klei in de bodem en omdat de golfaanval door scheepvaart vrijwel permanent op een zelfde hoogteniveau plaats heeft, zullen tijdelijk steilranden ontstaan. Op den duur zal het bovenste deel van het kribvaktalud geleidelijker oplopen.
2. Als gevolg van de oeverafslag zal het aanbod van sediment in het zomerbed toenemen en dit kan, bij een gelijkblijvend sedimenttransport, leiden tot verondieping van het zomerbed.
3. Na verwijdering van de harde oeververdediging wordt in de loop van de tijd de overgang land - water geleidelijker en is de soortensamenstelling en zonering van de oevervegetatie een afspiegeling van de hydro- en morfodynamiek en de begrazing.

-
4. De morfologische ontwikkeling en de afname van de openheid van oevervegetatie hebben effect op soortensamenstelling en aantallen vogels in het gebied: het aantal weidevogels en graseters (ganzen/eenden) zal afnemen en soorten die horen bij een structuurrijkere vegetatie en bij dynamische strandjes zullen toenemen.

Verheij & Huyskens (1993) hebben voor de IJssel een bureaustudie uitgevoerd naar de morfologische effecten van totale verwijdering van de oeververdediging in een situatie zonder kribben. De resultaten van deze studie geven aan dat de verwachte oeverafslag 0,25 tot 1,0 meter per jaar bedraagt. Zij gaan er vanuit dat ook in onverdedigde kribvakken initieel sprake zal zijn van oevererosie. Deze afslag wordt veroorzaakt door scheepvaart (golven en zuiging). Alleen onder extreme omstandigheden komt daar afslag door rivierstroming bij. Als over een lengte van 5 kilometer de harde oeververdediging wordt verwijderd, dan zal de toename van het sedimentaanbod in het zomerbed per jaar 5-15% bedragen. Hierbij is aangenomen dat een kwart van de oeverafslag in het zomerbed terecht komt. De rest komt terecht op het oevertalud.

De vegetatiezonering op rivieroeveren wordt bepaald door hydrodynamiek (overstromingsduur en -frequentie en grondwaterstand, golfslag en stroming), morfodynamiek (erosie/sedimentatie), substraatype en begrazingsintensiteit. Als gevolg van deze processen zullen er zandstranden en steilranden ontstaan met pioniers, gevolgd door een zone met overwegend overstromingstolerante plantensoorten op de oever. Vegetatie die onder intensieve begrazing grazig is en kort wordt gehouden krijgt bij extensivering van de begrazing de ruimte te ontwikkelen tot structuurrijk grasland en structuurrijke ruigte (De Graaf *et al.*, 1990; Simons *et al.*, 1994; Van Splunder, 1998).

In de periode voorafgaand aan de herinrichting waren de oevers van het Engelsche Werk belangrijk voor Kieviten, Grutto's en Watersnippen. Deze soorten foerageerden in de natte lage delen van de oever (Gerritsen, 1995). De verwachting is dat de vegetatiezonering na verwijdering van de oeververdediging een negatieve invloed kan hebben op de aanwezigheid van vogelsoorten die een korte, open vegetatie en natte tot vochtige graslanden prefereren, maar een positieve invloed uitoefenen op soorten die bij dynamische oevers en ruigtes horen. De doelsoorten voor de dynamische oevers zijn Kleine plevier, Oeverzwaluw en Visdiefje en voor vochtige ruigtes Watersnip en Graspieper (Schaminée *et al.*, 1997).

Gevolgte parameters

Op basis van de geformuleerde meetdoelen zijn de in tabel 2.1 genoemde parameters gevolgd. In de tabel staat de methode, tijdstip en frequentie van meten vermeld. In de hoofdstukken 3, 4 en 5 is de meetmethode toegelicht met de nadruk op de verwerking van de gegevens. In Simons *et al.* (1996) is de meetmethode uitgebreid beschreven.

Tabel 2.1

Meetprogramma Engelsche Werk

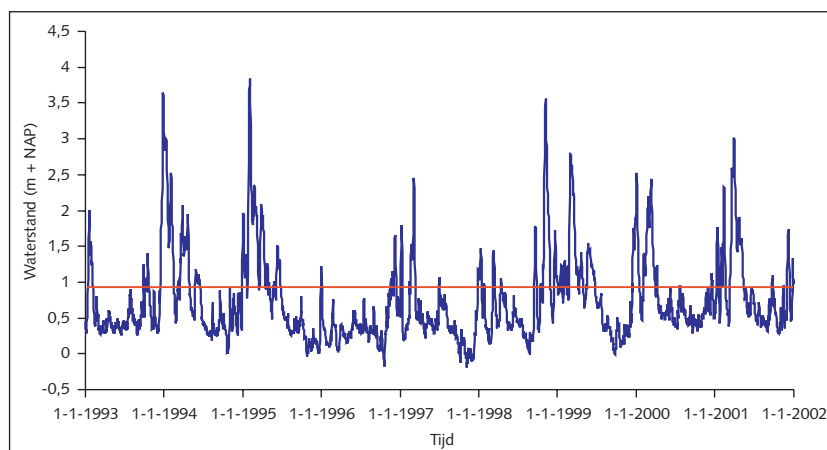
Parameter	Methode	Jaar, tijdstip, (frequentie)
Waterstand IJssel, Katerveer	Automatisch meetstation	continue
Stromingsmetingen zomerbed	Ott-metingen	1996 mei, juli, oktober 1997 april, juli, oktober, december
Bodemsamenstelling	Grondboringen	1994 oktober
Bodemhoogte	Bodempeilingen zomerbed en waterpassingen oever op raaien loodrecht op de rivier	1994 december 1995 september 1996 maart, juni, oktober, december 1997 april, juli, oktober, december 1998 oktober 1999 augustus 2000 augustus 2001 juli
Vegetatie oever	Opname plantensoorten, -bedekking en -structuur op raaien loodrecht op de rivier	1994 eind juli - half augustus 1996 idem 1997 idem 1999 idem 2001 idem
Watervogels oever	Tellingen	1992-1993 oktober - mei 1993-1994 idem 1994-1995 idem 1995 oktober-december
Broedvogels oever	Tellingen	1993-1994 mei - juli (5x) 1995 mei - juli (3x) 1996-2001 mei - juli (7x)
Niet-broedvogels oever	Tellingen	1994-2001 april - oktober

2.3 Hydrologie

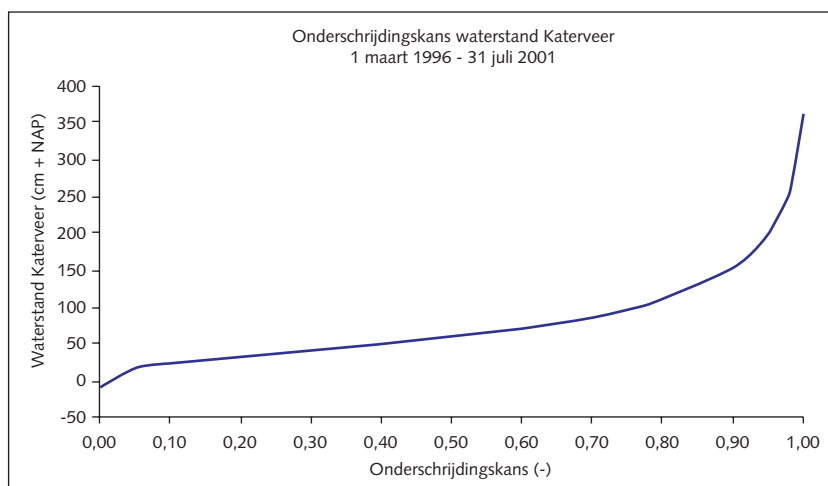
Gedurende de gehele monitoringsperiode zijn de waterstanden vastgelegd bij Katerveer (vlakbij het Engelsche werk). In figuur 2.5 is de waterstand bij Katerveer weergegeven. In figuur 2.6 is de onderschrijdingskans van de waterstand bij Katerveer weergegeven. Uit deze figuur kan worden afgeleid hoe vaak een bepaald deel van het profiel onder water staat.

Figuur 2.5

De waterstand bij Katerveer gedurende de monitoringsperiode 1993-2001. Voor locatie Katerveer zie figuur 2.2. De rode lijn geeft de bodemhoogte weer van de oeverwal die de overstrooming van de moerassige laagte nabij de zomerkade bepaald



.....
Figuur 2.6
Onderschrijdingslijn voor de waterstand
bij Katerveer vanaf maart 1996 tot
oktober 2001



3 Morfologie

3.1 Inleiding

Na de herinrichting van het Engelsche werk is de erosie en sedimentatie van de oever en het zomerbed nauwkeurig gevolgd. Hierdoor kan er een relatie gelegd worden tussen het optreden van deze processen en het functioneren van de nieuwe kribben. Naast het direct volgen van de ligging van de oevers en het zomerbed, worden ook andere parameters zoals waterstand, stroomsnelheid en bodemsamenstelling gemeten zodat ook hier de verbanden tussen de verschillende parameters gezocht kunnen worden. Hiermee kunnen uiteindelijk de optredende morfologische processen worden verklaard.

3.2 Methode

3.2.1 Bodemsamenstelling

In oktober 1994 heeft de Meetdienst van de Directie Oost-Nederland ten behoeve van de werkzaamheden voor de herinrichting van de oever grondboringen verricht, ter bepaling van de bodemsamenstelling van de oever. In elk toekomstig kribvak zijn tien boringen verricht op een maaiveldhoogte van 1,5 m +NAP. Er is geboord tot een diepte van 1,5 meter. De korrelgrootte van de zandfractie is bepaald met behulp van een zandliniaal en varieert tussen 125 en 500 μm .

De boringen zijn in deze rapportage gebruikt om een relatie te kunnen leggen tussen de mate van oeverslag en de textuur, die weer een maat is voor de erosiegevoeligheid van de bodem. Daarnaast kunnen textuurverschillen ook verschillen in vegetatie tot gevolg hebben. De boorlocaties lagen in de zone die nadien gedeeltelijk is vergraven. Hierdoor is het lastig om voor de erosiegevoeligheid van de bodem betrouwbare relaties te leggen. De boringen geven echter wel een indicatie van de bodemsamenstelling en het type materiaal dat bloot staat aan hydraulische belasting en geërodeerd wordt.

3.2.2 Bodemhoogte

Hoogtekaarten en profielen

In tabel 2.1 zijn de jaren en maanden van de bodemhoogte metingen opgenomen. Er is één bodemhoogtemeting uitgevoerd vóór aanvang van de herinrichting (december 1994) en één tijdens de herinrichtingswerkzaamheden (september 1995). Voor de analyse van de metingen en de evaluatie van de resultaten zijn de metingen vanaf maart 1996 gebruikt. De meting uit 1995 is niet gebruikt bij de presentatie of analyse van resultaten of conclusies. De meting uit 1994 is gebruikt voor vergelijking van de situatie van een met kribben verdedigd talud. Dit kwam in 1994 in 2 vakken voor. Een aantal hoogtekaarten waarnaar verwezen wordt zijn opgenomen in deze rapportage. De overigen zijn opgenomen in het datarapport (Bolwidt, 2003).

De metingen zijn uitgevoerd in dwarsraaien, die aan de linkeroever van de IJssel bij de oeversverdediging beginnen en op de rechteroever (het projectgebied), doorlopen tot aan de zomerkade. De metingen op een raai zijn uitgevoerd met behulp van single beam lodingen (in het zomerbed) en

waterpassingen (op de oever). De nauwkeurigheid van één enkele loding is geschat op $\pm 0,20$ meter (mond. med. W.B.M. ten Brinke). Voor het bereken van de profielen is gebruikt gemaakt van meerdere lodingen, waardoor de nauwkeurigheid hiervan geschat wordt op $\pm 0,05$ meter (mond. med. W.B.M. ten Brinke). De geschatte nauwkeurigheid van de waterpassingen bedraagt 0 tot 0,005 meter (mond. med. W.E. van Vuuren).

De ligging van de raaien is weergegeven in bijlage 1a. Tussen twee kribben waren steeds vijf raaien gepland; op vijf meter afstand van de kribben, 25 meter van de kribben en in het midden van het kribvak. Stroomopwaarts van krib 978.920 zijn in het zomerbed twee extra raaien gelegd en stroomafwaarts van krib 979.620 vijf. In bijlage 1 is te zien dat de kribben 979.020, 979.120 en 979.220 iets te ver stroomopwaarts liggen ten opzichte van de raaien. De reden hiervoor is dat de kribben uiteindelijk niet exact op de geplande plaats zijn neergelegd. De ligging van de raaien is voor de herinrichting vastgelegd en daarna niet meer aangepast. Om de aanduiding van de kribvakken te vereenvoudigen zijn de kribvakken genummerd (bijlage 1b):

Kribvak	Van (km)	Tot (km)
.....		
1	978.920	979.020
2	979.020	979.120
3	979.120	979.220
4	979.220	979.320
5	979.320	979.420
6	979.420	979.520
7	979.520	979.620

In het zomerbed is niet exact op de raaien gemeten. Op de kaarten die de Meetdienst bij de gegevens (ASCII-bestanden met x, y, z - coördinaten) levert, is te zien dat de meetraaien in het zomerbed geen rechte lijnen zijn en niet altijd aansluiten op de raaien op de oever. Ook ontbreken er soms (delen van) raaien. De originele meetgegevens zijn daarom niet geschikt om direct tot profielen te verwerken. In plaats daarvan is eerst een interpolatie uitgevoerd tussen de raaien met hoogtegegevens, zodat gebiedsdekkende hoogtekarten werden verkregen. Uit deze hoogtekarten zijn vervolgens profielen afgeleid op de geplande meetraaien. Alle bodemhoogteprofielen van de monitoring na verwijdering van de oeververdediging zijn in het datarapport (Bolwidt, 2003) opgenomen. De profielen waarnaar wordt verwezen zijn opgenomen in dit rapport.

Verschilkaarten

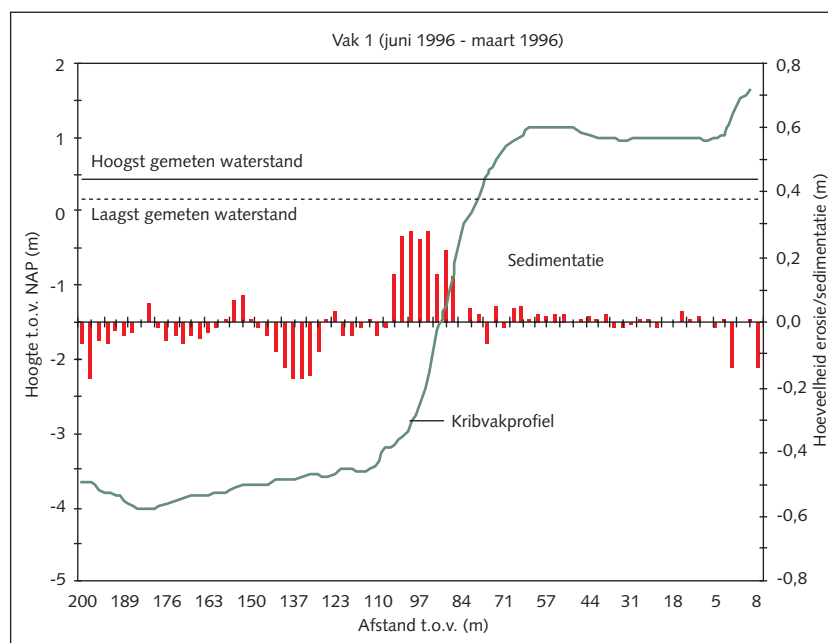
Door steeds twee hoogtekarten van elkaar af te trekken, zijn verschilkaarten vervaardigd. Dit is gedaan voor elke twee opeenvolgende metingen en voor elke meting ten opzichte van de eerste na de herinrichting (maart 1996). De verschilkaarten zijn in 15 vakken (7 kribvakken en 8 zomerbedvakken) onderverdeeld, die begrensd worden door de normaallijn en de lijnen die in het verlengde van de kribben liggen (bijlage 1b). Voor elk van deze vakken is aan de hand van de verschilkaarten het volume erosie en sedimentatie berekend. Dit is gedaan voor alle opeenvolgende metingen. Tevens is een verschilkaart van de laatste meting en de eerste meting gemaakt. Er zijn geen verschilkaarten berekend met de opname van december 1994, aangezien deze voor de herinrichting heeft plaatsgevonden en dus niets zou zeggen over de optredende processen na herinrichting, maar uitsluitend de uitgevoerde werkzaamheden zou laten zien.

Mate van erosie en sedimentatie per profiel

Om meer inzicht te krijgen waar in het kribvak erosie en sedimentatie plaatsvindt, zijn de data tussen de opeenvolgende metingen onderling vergeleken. Per kribvak is de hoeveelheid erosie en sedimentatie tussen twee opeenvolgende metingen berekend de gebiedsdekkende hoogtekarten van elkaar af te trekken. Voor de berekening van de hoeveelheid erosie en sedimentatie op de raaien zijn alle bodemhoogtemetingen gebruikt en per periode en per kribvak gemiddeld tot één raai die representatief wordt geacht voor het kribvak. De hoeveelheid erosie en sedimentatie is weer gegeven in een histogram (figuur 3.1). Voor de berekening van de hoeveelheid erosie en sedimentatie zijn per kribvak gemiddelde profielen gebruikt. Dit betekent dat deze waarden kunnen afwijken van de waarden voor erosie en sedimentatie in de verschilkaarten. Het gemiddelde profiel op een bepaald tijdstip is met een getrokken lijn weergegeven, zodat vastgesteld kan worden waar ten opzichte van het profiel erosie en sedimentatie optreedt. Om de relatie tussen de waterstand en de profielontwikkeling vast te kunnen stellen is de laagste en de hoogste gemeten waterstand per periode in de grafieken geplot. Bij de interpretatie van de hoeveelheden erosie en/of sedimentatie moet er rekening mee worden gehouden dat de periode tussen de twee opnames niet altijd even lang is. Om een overzicht te krijgen van het effect van de verwijdering van de oeververdediging op de ontwikkeling van de oever in de periode maart 1996 - juli 2001 is de netto erosie en sedimentatie ook over deze tijdsperiode berekend (figuur 3.5). De overige histogrammen zijn te vinden in het datarapport (Bolwidt, 2003).

Figuur 3.1

Voorbeeld van een erosie-sedimentatie histogram, het weergegeven profiel is uit juni 1996



3.2.3 Stroomsnelheid

De stroomsnelheid en stroomrichting zijn gemeten in drie zomerbedraaien (978.970, 979.250 en 979.470) en per raai in zeven verticalen. De metingen zijn uitgevoerd in mei, juli en oktober 1996 en april, juli, oktober en december 1997. De metingen hadden als doel de veranderingen in het snelheidsprofiel in de dwarsdoorsnede te volgen. Er zijn echter geen metingen voor de herinrichting uitgevoerd en het is nauwelijks mogelijk om de resultaten van de metingen te vergelijken, omdat de metingen bij verschillende afvoeren zijn gedaan. De gegevens zijn daarom niet verder verwerkt. De resultaten worden niet in dit rapport beschreven. De metingen zijn op basis van de aanbevelingen in de tussenevaluatie stopgezet.

3.2.4 Veldbezoeken

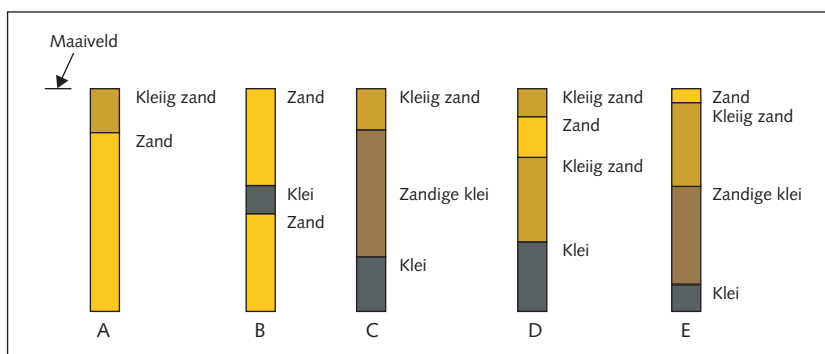
Tijdens de monitoring van dit project zijn veldbezoeken (gem. 1x per jaar) afgelegd. Deze bezoeken werden gebruikt om steilranden op te meten, de ontwikkeling van de oever op foto vast te leggen, het erosieproces ter plaatste te volgen tijdens het passeren van schepen en een algemeen beeld van de ontwikkelingen te krijgen.

3.3 Resultaten en discussie

3.3.1 Bodemsamenstelling

Langs vrijwel de hele oever van 'Het Engelsche Werk' bestaat de bovenste 0,2 tot 0,4 meter van de bodem uit zand tot kleiig zand. In de kribvakken 1, 2, 6 en 7 (bijlage 1b) bestaat de bodem voornamelijk uit zand. Tussen 0,8 en 1,5 meter beneden maaiveld komt hier en daar klei voor. Representatieve profielen voor deze kribvakken zijn profiel A en B in figuur 3.2. In kribvak 3 begint er meer klei in het profiel voor te komen (profiel C). In de kribvakken 4 en 5 bestaat de bodem voornamelijk uit klei. Tussen 0,4 en 1,3 meter beneden maaiveld komt zandige klei voor en vanaf 1,3 meter beneden maaiveld komt een kleilaag voor, zie profielen C, D en E. De kribvakken 4 en 5 liggen ongeveer op dezelfde locatie als de twee kribvakken die al aanwezig waren vóór de herinrichting. De boorlocaties liggen hier verder landinwaarts, omdat het deel van de oever dat een hoogte heeft van 1,5 m +NAP hier verder landinwaarts ligt. Dit verschil in locatie kan een verklaring zijn voor het verschil in textuur.

Figuur 3.2
Representatieve boorprofielen voor de locatie 'Engelsche werk'



3.3.2 Bodemhoogte

Er zijn hoogtekaarten van alle bodemhoogtemetingen beschikbaar. Op alle kaarten (behalve die van 1994) is de topografie en de oeverlijn (0,24 m +NAP) van maart 1996 ingetekend. Dit is de oorspronkelijke situatie, direct na herinrichting van het gebied. Aan de hand van deze oeverlijn kan de terugschrijding van de oever in de volgende jaren worden gevolgd.

In december 1994, dus voor de herinrichting, is de oever op 2 kribvakken na verdedigd met een breukstenen bestorting. Beide kribvakken op de hoogtekaart van december 1994 zijn gebruikt als referentie voor de te verwachte vorm van oevers die alleen door kribben verdedigd zijn, in plaats van door een oeverbestorting.

In maart 1996 (eerste meting na verwijdering van de oeververdediging, bijlage 3a) was de oever overal recht en steil. Bij een aantal kribben week de oeverlijn iets terug. Op de hoogtekaarten van de overige metingen uit 1996 zijn niet of nauwelijks veranderingen waar te nemen ten opzichte van de situatie in maart 1996. In april 1997 was de hoogtezone van 0-1 m +NAP

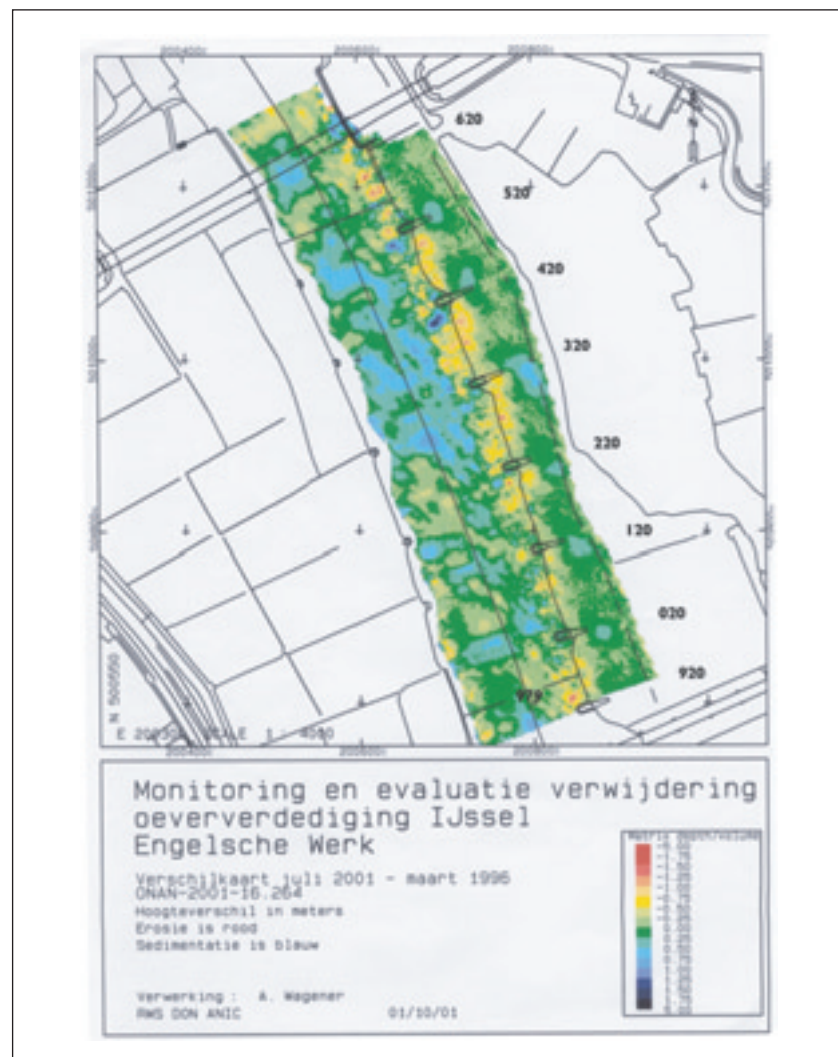
iets verder landinwaarts opgeschoven. Op de hoogtekaart van juli 2001 (bijlage 3b) is te zien dat deze hoogtezone ten opzichte van maart 1996 verder landinwaarts verplaatst is. Dit wijst op oeverafslag. Er ontwikkelt zich tussen de kribben steeds meer een concave (in het horizontale vlak) en geleidelijk oplopende (in dwarsprofiel) oever.

Aan de hoogteligging van het zomerbed is te zien dat in dit traject een zwakke bocht aanwezig is. Tussen kilometerraai 979.220 en 979.320 steekt de stroomdraad over van de linkeroever naar de rechteroever. Dit is te zien aan de ligging van de diepe delen van het zomerbed. De binnenbochten in het zomerbed zijn aangezand. Ze liggen in juli 2001 in vergelijking met maart 1996 gemiddeld 0,25 meter hoger.

3.3.3 Verschilkaarten

In het datarapport zijn de verschilkaarten van alle opnames, beginnend met juni 1996 - maart 1996 en eindigend met juli 2001 - augustus 2000 opgenomen. De verschilkaart van juli 2001 (de laatste opname) - maart 1996 (de eerste opname) is te zien in figuur 3.3. De verschilkaart van deze gehele monitoringsperiode laat duidelijk het totaalbeeld zien: erosie in de oeverlijn, afwisselend sedimentatie en erosie in het zomerbed, vaak erosie benedenstrooms van de kribkop en sedimentatie stroomopwaarts hiervan. Op alle kaarten is een afwisseling van erosie en sedimentatie te zien, zowel

Figuur 3.3
Verschilkaart maart 1996 - juli 2001



in het zomerbed als in de buurt van de kribben en de normaallijn. Op een aantal plekken is dit waarschijnlijk het gevolg van meeton nauwkeurigheden, maar ook in werkelijkheid komen schommelingen in de hoogteligging voor. De afwisseling van erosie en sedimentatie in het zomerbed in de perioden oktober 1998 - augustus 1999 (bijlage 4a) en augustus 1999 - augustus 2000 (bijlage 4b) is het gevolg van zandgolven die zich tijdens het hoogwater van november 1998 verplaatst hebben. Na het hoogwater treedt weer afvlakking van deze zandgolven op. Op de verschilkaart van juli 2001 - augustus 2000 (bijlage 4c) is ook het patroon van erosie en sedimentatie duidelijk zichtbaar, dat ontstaat door het verplaatsen van beddingvormen.

Op de overgang van zomerbed naar oever is duidelijk erosie waarneembaar (gele en rode tinten). De meeste erosie is opgetreden in de periode vanaf maart 1996 t/m oktober 1997 - december 1997. De laatste jaren van de monitoring is de oevererosie minder overheersend en wordt afgewisseld door sedimentatie op hoger landinwaarts gelegen delen van de oever.

3.3.4 Morfologische ontwikkeling

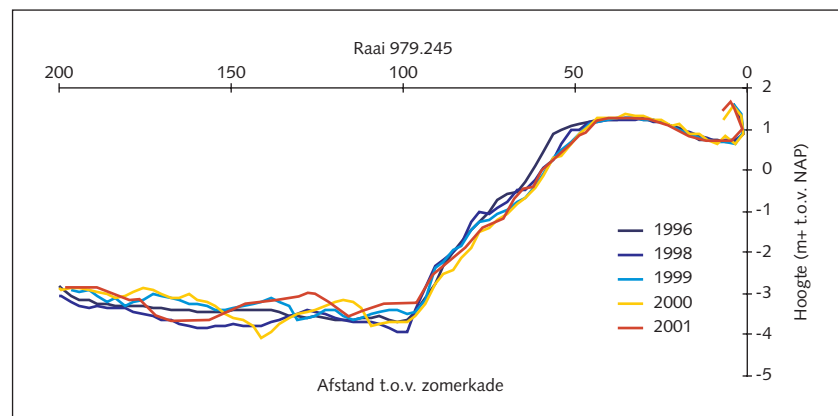
Om de morfologische ontwikkeling beter te kunnen volgen is het projectgebied opgesplitst in 4 delen:

1. De oever (het gedeelte tussen het bovenwatertalud en de zomerkade, > 1 m +NAP).
2. Het bovenwatertalud (overgang van water naar land, staat afwisselend onder en bovenwater) met soms een steilrand (ongeveer tussen 0 en 1 m +NAP).
3. Het onderwater talud (de onderwateroever, het relatief steile deel tussen -4 en 0 meter t.o.v. NAP).
4. Het zomerbed.

Uit de hoogtekaarten zijn profielen afgeleid, waarmee de ontwikkeling van het kribvakprofiel te volgen is. In de profielen die zijn opgenomen in dit rapport zijn alleen de profiellijnen van maart 1996, oktober 1998, augustus 1999, augustus 2000 en juli 2001 opgenomen om de veranderingen in het kribvakprofiel duidelijker te kunnen laten zien. In de profielen is duidelijk een terugschijding van het talud te zien; enkele meters tussen juli 2001 en maart 1996 (figuur 3.4). Verder vallen de schommelingen in de hoogteligging van het zomerbed op.

Figuur 3.4

Voorbeeld van een profiel. In het profiel zijn het zomerbed, het bovenwatertalud, het onderwatertalud en de oever aangegeven. In dit profiel is duidelijk de terugschijding van het bovenwatertalud te zien: de profiellijnen schuiven in de tijd op naar rechts



In alle kribvakken is, aan de hand van de erosie-sedimentatie histogrammen (figuur 3.5 en datarapportage) voor het zomerbed, het onderwatertalud, het bovenwatertalud en de oever vastgesteld of er voornamelijk erosie of

sedimentatie heeft plaats gevonden in de periode tussen twee bodemhoogtemetingen. De uitkomsten hiervan zijn weergegeven in tabel 3.1. Uit de tabel blijkt dat er in het zomerbed en bij het talud zowel perioden met overheersend erosie als sedimentatie zijn voorgekomen. Bij het bovenwater-talud heeft erosie (terugschrijding) plaats gevonden. In de oever heeft voornamelijk (lichte) sedimentatie plaats gevonden. De resultaten van de analyses van de profielen en de erosie-sedimentatie histogrammen zullen voor iedere afzonderlijke zone worden besproken in een aparte paragraaf.

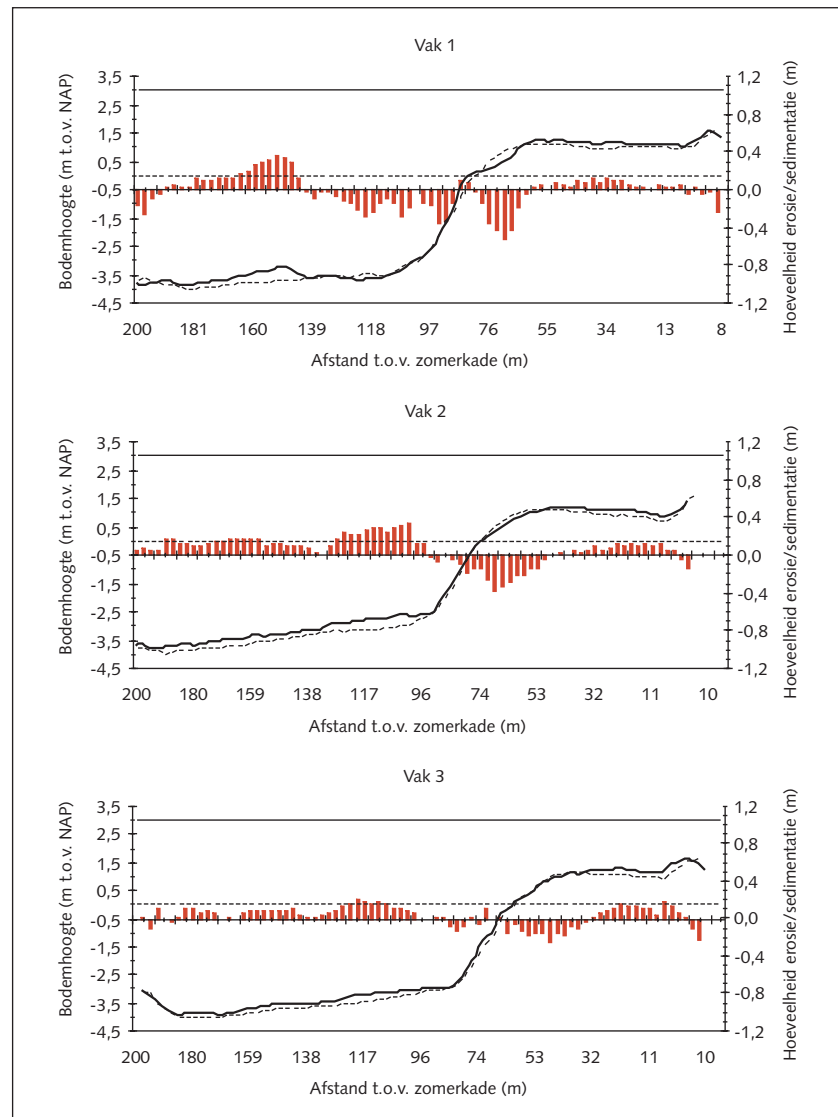
Tabel 3.1

Netto sedimentatie en erosie per tijdvak per kribvakdeel:
+ = sedimentatie, 0 = geen netto erosie of sedimentatie, - = erosie

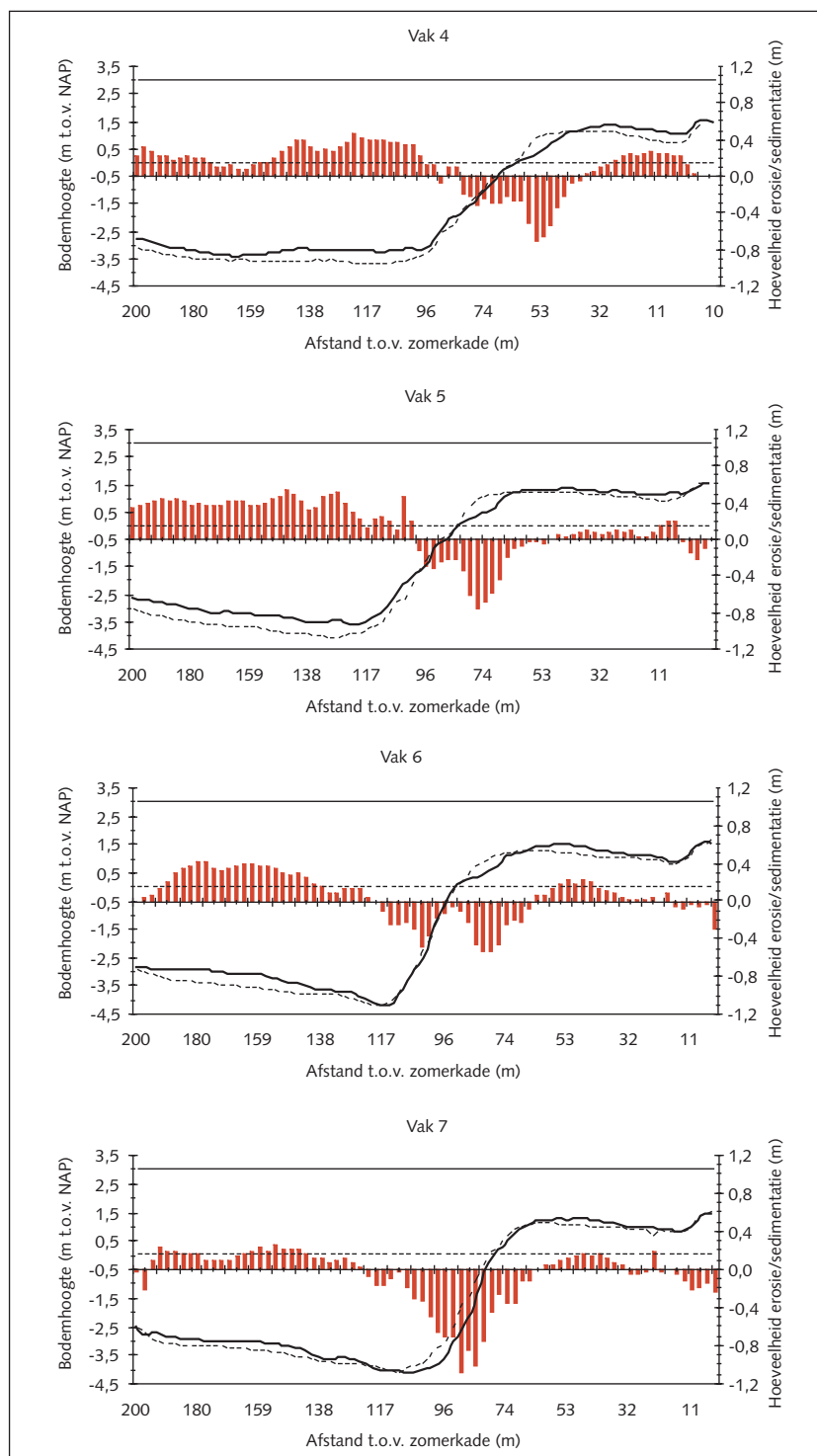
Periode	Zomerbed	Onderwatalud	Bovenwatalud	Oever
mrt '96 - jun '96	-	+	0	+
jun '96 - okt '96	+	-	-	-
okt '96 - dec '96	-	+	-	+
dec '96 - apr '97	+	0	0	+
apr '97 - jul '97	0	0	-	0
jul '97 - dec '97	-	-	-	+
dec '97 - okt '98	-	+	-	+
okt '98 - aug '99	+	0	-	+
aug '99 - aug '00	0	-	-	+
aug '00 - jul '01	+	0	-	0
mrt '96 - jul '01	+	-	-	+

Figuur 3.5

Hoeveelheid netto erosie en sedimentatie in de periode maart 1996 - juli 2001 per kribvak



Figuur 3.5 (vervolg)
Hoeveelheid netto erosie en sedimentatie
in de periode maart 1996 - juli 2001
per kribvak



De oever (> 1 m +NAP)

In de oever treden tussen maart 1996 en juli 2001 nauwelijks verschillen op. Op de verschilkaart (figuur 3.3) is te zien dat de verschillen variëren van maximaal 0,25 meter erosie tot zeer lokaal 0,75 meter sedimentatie bij de wortel van krib 979.320. Er heeft ook nog wat sedimentatie plaats gevonden bij de wortel van de kribben 979.420 en 979.520. Er moet echter wel rekening gehouden worden met het feit dat de meetgegevens die gebruikt zijn om de verschilkaarten te berekenen een bepaalde meet-onnauwkeurigheid hebben.

Uit de onderlinge verschilkaarten van de opnames blijkt dat de sedimentatie en/of erosie geleidelijk optreedt. In de verschilkaarten is zelden meer dan 0,25 meter sedimentatie en/of erosie waar te nemen. Alleen in de verschilkaarten tussen de periodes augustus 1999 - augustus 1998 (bijlage 4a) en augustus 2000 - augustus 1999 (bijlage 4b) is op een enkel punt een sedimentatie van maximaal 0,50 meter waar te nemen. Op de verschilkaarten waarin de situatie van een specifieke opname vergeleken wordt met de situatie aan het begin van de monitoring (maart 1996) kan vanaf de meting oktober 1998 - maart 1996 worden waargenomen dat op een aantal plekken regelmatig zand sedimenteert waardoor er in 2001 tot maximaal 0,50 meter sedimentatie heeft plaatsgevonden. De sedimentatie ontstaat doordat scheepsgolven langs de oever oplopen en door de krib het land opgeduwd worden. Het water stroomt dan in de laagte die vlak voor de zomerkade ligt. Het zand dat met het water meegenomen is, sedimenteert hier. Dit is vooral duidelijk in kribvak 4 te zien. Ook bij hoogwater wordt er zand op de oever afgezet.

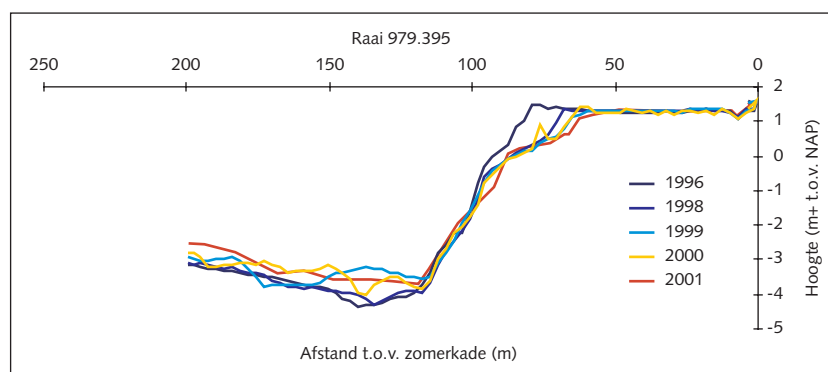
Uit de afzonderlijke profielen blijkt dat de hoogteligging van de oever vrijwel gelijk is gebleven. Uit de erosie- en sedimentatiegrafieken van maart 1996 tot juli 2001 (figuur 3.5) blijkt dat in kribvak 4 de meeste depositie heeft plaatsgevonden. Hierdoor is een deel van de laagte minder diep geworden en is het oppervlakte van de laagte afgenomen.

Ook ten opzichte van december 1994 is de hoogteligging van de oever in juli 2001 nauwelijks veranderd, ondanks de tussentijds uitgevoerde werkzaamheden.

Het bovenwater talud (0-1 m +NAP)

In de profielen (datarapport en figuur 3.5) is de erosie van het profiel te zien als een terugschijding van het talud tussen 0 en 1 m +NAP. Erosie van het bovenwatertalud, te herkennen aan de gele en rode vlakken rechts van de oeverlijn, is op de verschilkaart juli 2001 - maart 1996 (figuur 3.3) te zien in alle kribvakken, met uitzondering van kribvak 7. De erosie treedt voornamelijk op in het stroomafwaartse deel van de kribvakken. Waarschijnlijk omdat de golfaanval van schepen zich hier concentreert. Erosie van de oeverlijn is het sterkst tussen de kribben 979.220 en 979.520 (kribvakken 4 t/m 6). Tussen de kribben 978.920 en 979.220 (kribvakken 1 en 2) is minder erosie opgetreden. Vooral in profiel 979.395 is de terugschijding heel duidelijk te zien; de lijnen schuiven in de tijd op naar rechts (figuur 3.6).

Figuur 3.6
Profiel 979.395. Tussen 0 en 1 m +NAP is de terugschijding van het profiel te zien; de lijnen schuiven in de tijd op naar rechts

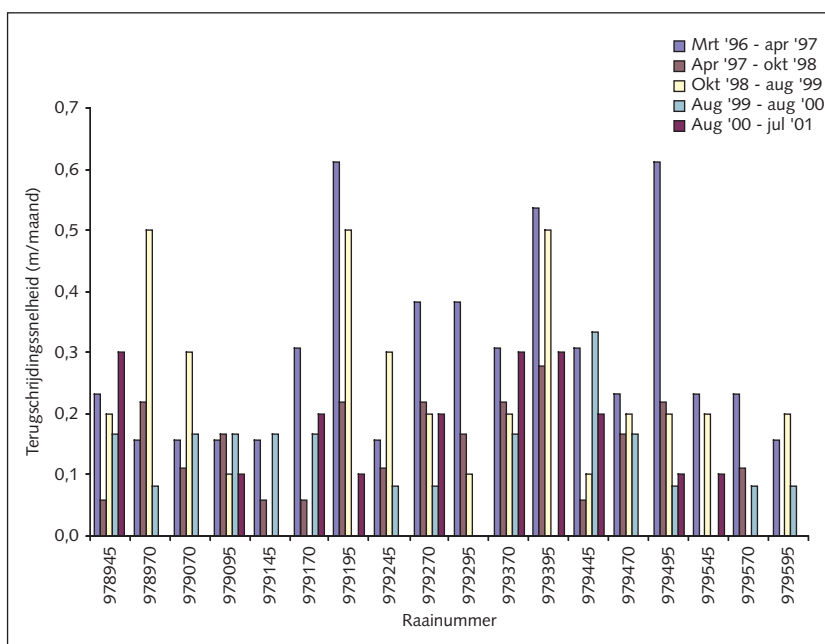


De terugschijding van het bovenwater talud is in de profielen tussen maart 1996, april 1997, oktober 1998, augustus 1999, augustus 2000 en juli 2001 gemeten. Gezien de schaal van de profielen hebben de uitkomsten een nauwkeurigheid van een meter.

De hoeveelheid terugschrijding is alleen gemeten in de raaien waarvan de profielen doorlopen tot aan de zomerkade en in de raaien waarin voldoende hoogtemetingen in de oever beschikbaar waren. De raaien die geheel of gedeeltelijk over kribben lopen zijn niet gebruikt. In sommige profielen is ter hoogte van de oever een zig-zag lijn te zien. Deze zig-zag lijn is het gevolg van het feit dat de er te weinig gegevens zijn om te interpoleren. De verschillende tijdsperioden waarover de hoeveelheid terugschrijding is berekend (bijlage 5) zijn niet even lang. Het is daarom moeilijk om de hoeveelheid terugschrijding in de verschillende perioden te vergelijken. Om dit effect uit te sluiten, is de hoeveelheid terugschrijding gestandaardiseerd door de hoeveelheid terugschrijding per maand te berekenen (figuur 3.7).

Figuur 3.7

Terugschrijdingssnelheid (m/maand) per raai in de perioden maart 1996 - april 1997, april 1997 - oktober 1998, oktober 1998 - augustus 1999, augustus 1999 - augustus 2000, augustus 2000 - juli 2001



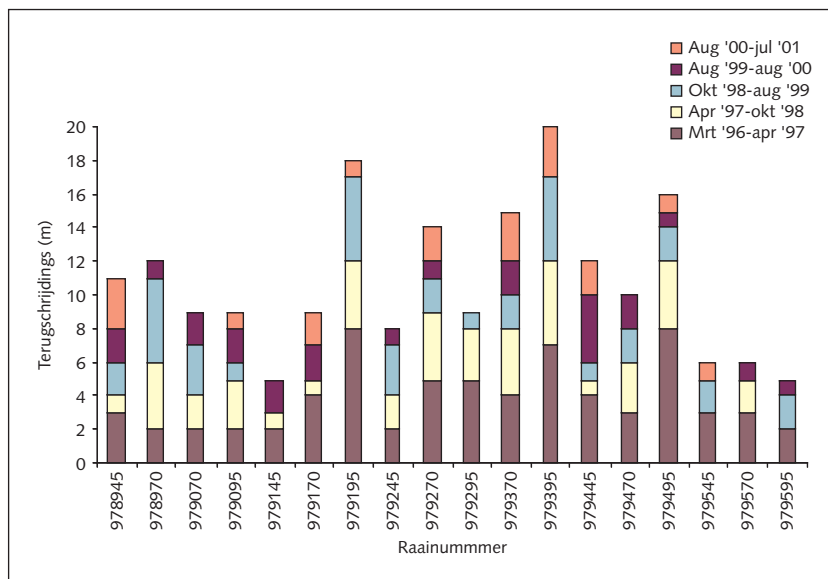
De maximale terugschrijdingssnelheid ($\pm 0,6$ m/maand) treedt op in de raaien 979.195 en 979.495. De terugschrijdingssnelheid neemt in de periode maart 1996 - juli 2001 min of meer geleidelijk af. In een aantal raaien (bijvoorbeeld 978.970, 979.070, 979.195, 979.395 en 979.470) is de terugschrijdingssnelheid in de periode oktober 1998 - augustus 1999 hoger dan in de periode april 1997 - oktober 1998. Dit is waarschijnlijk het gevolg van het hoogwater dat plaatsvond in november 1998. Ook kunnen meet- en nauwkeurigheden een rol spelen.

In figuur 3.8 is de totale (cumulatieve) terugschrijding in de periode maart 1996 - juli 2001 weergegeven. Hieruit blijkt dat de meeste terugschrijding heeft plaatsgevonden bij de raaien 979.195, 979.370, 979.395 en 979.495. Deze raaien liggen allemaal net stroomopwaarts van de kribben. Ook uit deze figuur blijkt dat over het geheel genomen in de periode maart 1996 - april 1997 de meeste terugschrijding heeft plaats gevonden en tussen augustus 1999 en juli 2001 de minste.

De erosiesnelheid van het bovenwatertalud is dus globaal gezien steeds verder afgenomen (figuur 3.7). Dit is het gevolg van de instelling van een nieuwe evenwichtssituatie na de verwijdering van de oeververdediging. Direct na de verwijdering van de oeververdediging was de aanpassings-snelheid van het kribvakprofiel het grootst. Het kribvakprofiel komt steeds

Figuur 3.8

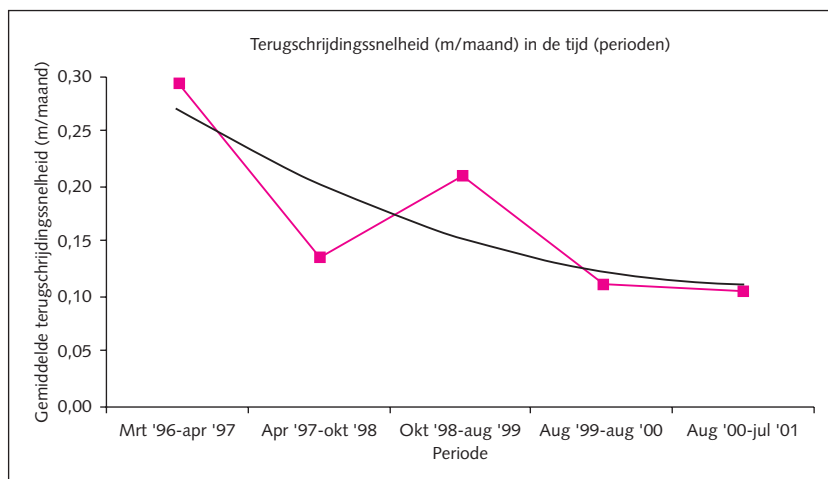
De totale (cumulatieve) terugschrijding in de periode maart 1996 - juli 2001



dichterbij een evenwichtssituatie en daarom neemt de aanpassingssnelheid met de tijd af. Om dit principe te illustreren is de gemiddelde terugschrijdingssnelheid uitgezet tegen de tijd in figuur 3.9. Deze is berekend uit de raaien die gebruikt zijn voor figuur 3.8 en 3.9. De terugschrijdingssnelheid neemt door de hoge afvoergolf van november 1998 weer toe, waarschijnlijk als gevolg van het langdurig onderwater staan van de oever. Hierdoor is de oever verzadigd met water en blootgesteld aan stroming, waardoor versneld erosie heeft plaatsgevonden. Hierna neemt de terugschrijdingssnelheid weer langzaam af. De toename van de terugschrijdingssnelheid kan ook (gedeeltelijk) het gevolg zijn van meeton nauwkeurigheden.

Figuur 3.9

Het verloop van de terugschrijdingssnelheid (m/maand) in de tijd (periodes)



Na de herinrichting hebben zich in alle kribvakken steilranden ontwikkeld. Na verloop van tijd zijn de steilranden lager geworden of verdwenen. Uit de veldwaarnemingen van februari 2003, blijkt dat alleen in kribvak 1 nog over het gehele kribvak een steilrand voorkomt. In alle andere vakken is de steilrand bijna geheel verdwenen. Binnen een kribvak kan heel lokaal nog een hoger stuk steilrand staan. In tabel 3.2 staat de hoogte van de steilrand in februari 2003 per kribvak weergegeven.

Tabel 3.2

Hoogte van de steilrand in de verschillende kribvakken in februari 2003

Kribvak	Gemiddelde hoogte steilrand (m)	Max. hoogte steilrand (m)
1	0,25	0,35
2	0,02	0,05
3	0	0
4	0,05	1,00
5	0,05	0,40
6	0	0
7	0,05	0,10

De oevererosie wordt vooral veroorzaakt door de werking van scheepsgolven. Daardoor vindt met name erosie van het bovenwatertalud (0-1 m +NAP) plaats (foto 5, bijlage 2). Dit komt overeen met de hoogtes waartussen het grootste deel van de tijd (75%) de waterstand schommelt (figuur 2.5 en 2.6) en dus golfwerking plaats vindt. Deze zone staat 2% van de tijd niet onder water. Het materiaal dat door golfslag wordt losgemaakt van de oever wordt het kribvak uitgetransporteerd door de stroming.

De totale terugschrijding van de oever, gemeten over het tijdvak maart 1996 en juli 2001 (figuur 3.8), is het grootst in de kribvakken 4, 5 en 6. Dit zijn precies de kribvakken waar de stroomdraad het dichtst bij de rechteroever komt. In de kribvakken zelf is de terugschrijding het grootst aan de stroomafwaartse kant, net stroomopwaarts van de krib. In het veld is waargenomen dat tijdens scheepspassages de golven zich hier concentreren. In het veld is te zien dat aan de stroomopwaartse kant van de kribben het water ver de oever opstroomt en dat er geultjes ontstaan, met daarachter en in de kommen afzetting van zand en fijner materiaal (foto 8 en 9, bijlage 2). De geulen net stroomopwaarts van de kribben worden voor- namelijk veroorzaakt door de golven van passerende schepen.

Eind 1998, half maart 1999, januari 2000, maart 2000 en april 2001 was het hoogwater (figuur 2.5). De waterstand is zo hoog geweest (minimaal 2,5 tot maximaal 3,5 meter +NAP) dat de oever in ieder geval tot aan de zomerkade onder water heeft gestaan. Als deze hoge afvoerpieken invloed hebben gehad op de oevererosie zou dit in de profielen van augustus 1999 en augustus 2000 te zien moeten zijn. In sommige profielen (datarapport, profiel 978.970, 979.195, 979.245, 979.545) is de terugschrijding van het bovenste deel van het talud in de periode oktober 1998 - augustus 1999 groter dan in de periode april 1997 - oktober 1998.

Verheij en Huyskens (1993) hebben, op basis van historische gegevens, een waarde voor de oeverafslag langs de IJssel berekend van 0,25-1,0 m/jaar. Hiermee vergeleken is de hoogste gemeten waarde (8 meter in iets meer dan een jaar in de periode maart 1996 - april 1997) erg hoog. Dit komt door de grote verandering t.o.v. van het oude evenwicht en het instellen van het nieuwe evenwicht. Ook de gemiddelde afslag over het hele traject van 700 meter is met 1,3 meter in de periode augustus 2000 - juli 2001 (figuur 3.9, bijlage 5) nog aan de hoge kant ten opzichte van de waarde van Verheij en Huyskens (1993). Net na de herinrichting is de hoeveelheid oevererosie extra groot geweest, als gevolg van beïnvloeding en sterke sturing van de golven en de stroming door de kribben (zie figuur 3.3, 3.7 en 3.8). Bovendien kan de sterke erosie net na de herinrichting het gevolg zijn van de geroerde grond als gevolg van uitvoering van herinrichting in combinatie met het ontbreken van vegetatie. De snelheid van oeverafslag in de tijd neemt af. De verwachting is dat de snelheid van erosie in de komende jaren verder zal afnemen en dat het bovenste deel van het talud een flauwere helling ontwikkelt. Uiteindelijk zal een evenwicht worden

bereikt waarbij het kribvakprofiel en de helling van het talud niet veel meer zullen veranderen.

Het onderwatertalud (0-4 m -NAP)

Op de verschilkaart maart 1996 - juli 2001 (figuur 3.3) is te zien dat in bijna alle kribvakken zowel erosie als ook depositie heeft plaats gevonden ter hoogte van de normaallijn. De maximale erosie bedraagt 0,75 meter en de maximale depositie bedraagt 1,00 meter. Uit de profielen (datarapport) blijkt dat het onderwatertalud nauwelijks is veranderd. De terugschrijding bedraagt in deze kribvakken 0 tot maximaal 5 meter. De depositie wordt veroorzaakt door geërodeerd materiaal hoger uit het profiel dat hier sedimenteert, of materiaal dat bij hoogwater (als het water de uiterwaard instroomt) wordt afgezet. De erosie wordt veroorzaakt door stroming en golven van de scheepvaart. De helling van het talud is min of meer gelijk gebleven (datarapport en figuur 3.5).

Net iets stroomopwaarts van krib 979.420 (vak 5) heeft lokaal tot 5 meter depositie plaats gevonden. Op de verschilkaarten van maart 1996 - april 1997 en april 1997 - oktober 1998 is te zien dat op deze plek in oktober 1998 in totaal al 3 meter depositie heeft plaats gevonden. In de perioden vanaf oktober 1998 - augustus 1999 heeft hier relatief weinig depositie plaats gevonden. De sterke lokale depositie is veroorzaakt door de verwijdering van een oud krib (figuur 2.2). Tijdens de werkzaamheden is deze krib verplaatst. Hierbij is waarschijnlijk een gat achtergebleven, dat later weer opgevuld is met sediment.

Uit figuur 3.5 blijkt dat het onderwatertalud in de meeste vakken min of meer gelijk gebleven, behalve in vak 7, waar wel een duidelijke terugschrijding over het gehele onderwatertalud is waar te nemen. In vak 4 en 5 is een kleine terugschrijding waar te nemen in het bovenste deel van het onderwatertalud (-2 tot 0 meter). In de vakken 1 en 6 is juist een kleine terugschrijding waar te nemen in het onderste deel van het onderwatertalud (-4 tot -2 meter), terwijl in vak 5 op deze hoogte juist iets is uitgebouwd. Bij de kribben 979.220-979.520 (kribvak 4, 5 en 6) worden ontgrondingskuilen aangetroffen (datarapport profiel 979.415, 979.420, 979.425 en 979.515). De terugschrijding in kribvakken 4, 5, 6 en 7 wordt veroorzaakt door de ligging in een buitenbocht. De stroomdraad komt hier verder het kribvak in. De door de scheepvaart veroorzaakte golven kunnen ook tot erosie van het bovenste deel van het onderwatertalud hebben geleid.

Bij de ontwikkeling van het kribvakprofiel is ook gekeken naar de ontwikkeling van de helling van het kribvaktalud. Bij het verloop van de helling van het gehele talud (onder- en bovenwatertalud gezamenlijk) over de verschillende kribvakken valt op dat in kribvak 3 en in mindere mate in kribvak 2 in het midden van het kribvak in verhouding zeer steile taluds (1 op 8 tot 1 op 12) voorkomen. Uit de banen bij hoogwater blijkt dat juist bij deze 2 kribvakken de stroming de uiterwaard ingaat (bij kribvak 3 in grotere mate dan in kribvak 2). Het meeste water dat in de uiterwaard stroomt, is al in de uiterwaard als de rivier onder de brug door komt (figuur 3.10). In de kribvakken waar water de uiterwaard instroomt wordt sediment afgezet. Dit kan verklaren waarom er nog weinig erosie in het kribvakprofiel heeft plaats gevonden en er dus nog een steil talud aanwezig is. Als er sediment wordt aangevoerd bij hoge afvoeren, vormt dit een buffer, zodat wanneer er bij lagere afvoeren erosie optreedt dit niet direct tot terugschrijding van het kribvakprofiel leidt. In kribvak 7, waar het water de uiterwaard voor een groot deel weer verlaat, vindt terugschrijding over het gehele talud plaats. Het water heeft hier een eroderende werking. Tijdens de monitorings-

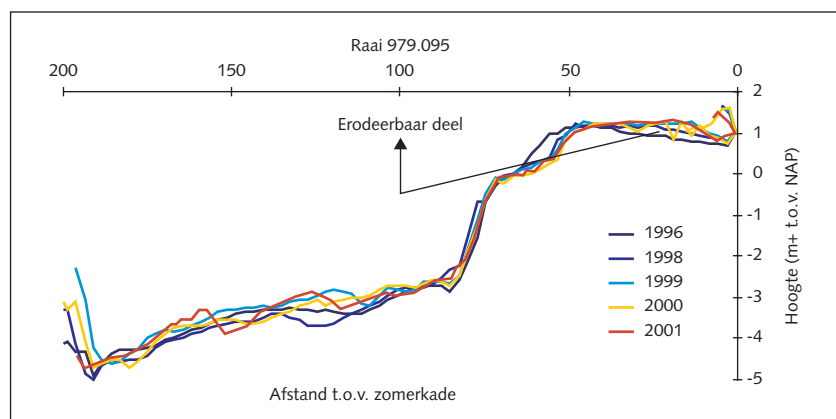
periode zijn er vaak hoge afvoeren opgetreden waarbij de uiterwaard gaat meestromen. Het is dus niet duidelijk of deze effecten omgekeerd optreden bij lagere waterstanden.

Figuur 3.10
Stromingspatronen bij hoogwater bij
het Engelsche werk



Bij de monitoring van de ontwikkeling van de profielen lijkt het erop dat zich in de kribvakken gemiddeld een talud van 1 op 20 aan het ontwikkelen is. De meeste kribvakprofielen bestaan uit een steil onderwatertalud, dat eindigt in een knik waarna het talud flauwer loopt (figuur 3.11). Vaak is bovenaan het profiel nog een steilrand aanwezig, waardoor het bovenste deel van het profiel steiler loopt. De verwachting is dat de resten van de steilrand verder geërodeerd worden zodat uiteindelijk het flauwere deel van het talud zal doorlopen tot aan de top van het profiel. Hierna loopt het profiel horizontaal verder (figuur 3.11).

Figuur 3.11
De te verwachten ontwikkeling van het
kribvaktalud



De profielen die direct stroomopwaarts van de kribben liggen, zijn zeer flauwe taluds (voor een groot deel het bovenwatertalud met een deel onderwatertalud) aan het ontwikkelen. Op deze locaties concentreert de golfaanval op de oever zich, waardoor veel erosie plaats gevonden heeft.

Het steilste talud is te vinden in kribvak 3, met een helling van 1 op 20. In de overige kribvakken varieert de helling tussen 1 op 25 en 1 op 35. De verwachting is dat op deze locaties de erosie nog door zal gaan totdat het talud een evenwicht bereikt heeft.

Vòòr de herinrichting van het gebied waren, ook al 2 onverdedigde kribvakken aanwezig. Het gemiddelde profiel dat in deze kribvakken aanwezig was, is 1 op 15, met een spreiding tussen de 1 op 30 en de 1 op 10. Het lijkt er aan de hand van de vorm van het profiel op, dat ook in deze kribvakken voor herinrichting het bovenste deel van het talud nog steeds aan het terugschrijden was.

Het zomerbed

In het zomerbed heeft in de periode maart 1996 - juli 2001 zowel erosie (maximaal 0,75 meter) als sedimentatie (maximaal 0,75 meter) plaats gevonden volgens de verschilkaart (figuur 3.3) en de sedimentatie-erosie histogrammen (figuur 3.5). In de binnenbochten van het zomerbed bij de rechteroever (vakken 2 en 3) en aan de linkeroever bij de vakken 4, 5, 6, en 7 heeft in de periode maart 1996 - juli 2001 maximaal 0,75 meter sedimentatie plaats gevonden.

In het zomerbed heeft in de periode maart 1996 - juli 2001 netto sedimentatie plaats gevonden. Onderaan het talud is in de zomerbedvakken 1, 3, 6 en 7 netto erosie opgetreden (figuur 3.3). In de periode maart 1996 - april 1997 en april 1997 - oktober 1998 was er sprake van netto erosie, in de overige periode netto sedimentatie.

Op de verschilkaart van juli 2001 - augustus 2000 (bijlage 4c) overheerst sedimentatie in het gehele zomerbed. Op de verschilkaart augustus 1999 - augustus 2000 (bijlage 4b) zijn sedimentatie en erosie in het hele traject ongeveer in evenwicht. In de periode maart 1996 - april 1997 trad voornamelijk erosie op ter hoogte van de laatste drie zomerbedvakken. In de periode april 1997 - oktober 1998 vond overwegend erosie plaats ter hoogte van de eerste 5 zomerbedvakken.

In de vakken 4 t/m 7 is in de profielen te zien dat het diepste punt van het zomerbed direct onderaan het talud ligt (zie bijvoorbeeld profiel 979.425, 979.515 in datarapport). De verdieping van het zomerbed, direct onderaan het talud wordt veroorzaakt door de ligging van de stroomdraad in de buitenbocht bij de oever in de zomerbedvakken 4, 5, 6 en 7 en door het voorkomen van ontgrondingskuilen bij de kribben. Sommige profielen snijden de ontgrondingskuilen (profiel 979.415, 979.420, 979.425 en 979.515). Het zomerbed, direct onderaan het talud is maximaal 1,5 meter geërodeerd. In ontgrondingskuilen kan meer erosie zijn opgetreden.

In tabel 3.3 staan de volumes erosie en sedimentatie in de verschillende onderscheiden perioden voor de onderscheiden 'krib-' en 'zomerbedvakken' (bijlage 1b). De 'kribvakken' (gehele talud en de oever) zijn over het geheel genomen iets smaller dan de 'zomerbedvakken'. De volumes zijn afgeleid uit de verschilkaarten. Naast de berekende volumes voor de gehele monitoringsperiode (1996-2001), zijn er tevens voor 2 deelperioden berekeningen opgenomen, zodat ook de grootte van de fluctuaties die binnen een jaar optreden te zien zijn.

In de periode maart 1996 - april 1997 en april 1997 - oktober 1998 heeft in het zomerbed netto erosie plaats gevonden. De berekende volumes voor de periode maart 1996 - oktober 1998 staan vermeld onderin tabel 3.3.

Tussen oktober 1998 en augustus 1999 heeft er relatief veel sedimentatie plaats gevonden in het zomerbed. De sterke sedimentatie is waarschijnlijk veroorzaakt door het hoogwater van november 1998 (figuur 2.5). Op een rivier komen dit soort fluctuaties in het zandtransport veelvuldig voor. Het zand verplaatst zich als 'zandgolven', onder invloed van hoge afvoeren over de bodem van de rivier. Als bij hoogwater de uiterwaarden volstromen, ontstaat een aanzanding in het zomerbed. Deze aanzanding gaat zich door de riviertak heen verplaatsen, een zandgolf. Een zandgolf is bij ontstaan 100 tot enkele honderden meters lang, maar kan na verloop van tijd afvlakken en een lengte van meer dan een kilometer ontwikkelen. Van dit fenomeen is bekend dat het op de Waal tot een variatie in de bodemligging kan leiden van 0,5 meter (Sieben, 2002). Het is dan ook aannemelijk dat de sedimentatie die gedurende enkele perioden optreedt eerder te verklaren is door dit soort variaties dan door erosie uit het kribvak.

In de periode augustus 1999 - augustus 2000 heeft weer netto erosie plaats gevonden, maar nog niet al het in november 1998 afgezette sediment is al helemaal geërodeerd. In de periode augustus 2000 - juli 2001 vindt tevens netto sedimentatie in het zomerbed plaats. In het voorjaar van 2001 vond wederom een hoge afvoer plaats, waarvan de restanten nog terug te vinden zijn in de meting van juli 2001. Uit de bodemhoogtegegevens van de IJssel (CD Ten Brinke, 2000) blijkt dat vanaf 1975 het gehele traject vanaf km 995 tot km 1000 aan het dalen is (ongeveer 0,60 meter), alleen km 997 daalt minder (0,25 meter). Op dit traject wordt (volgens de bekende gegevens) niet gebaggerd. Sinds de jaren negentig neemt de snelheid van de bodemdaling af, er is echter nergens sprake van structurele ophoging van het zomerbed.

Tabel 3.3

Erosie en sedimentatie (m³) in de onderscheiden vakken in de perioden maart 1996 - juli 2001, augustus 2000 - juli 2001 en maart 1996 - augustus 1998

Zomerbed	Erosie	Sedimentatie	Netto	'kribvak'	Erosie	sedimentatie	Netto
Volumes maart 1996 - juli 2001							
Z1	1164	1166	+2	K1	736	330	-406
Z2	746	1980	+1234	K2	670	484	-186
Z3	962	1600	+638	K3	770	428	-342
Z4	617	3574	+2957	K4	1249	693	-556
Z5	730	3722	+2992	K5	1432	434	-998
Z6	538	2803	+2265	K6	968	468	-500
Z7	1534	1610	+76	K7	431	398	-33
Z8	1238	1442	+204				
<i>Totaal</i>	<i>7530</i>	<i>17898</i>	<i>+10368</i>	<i>Totaal</i>	<i>6255</i>	<i>3236</i>	<i>-3019</i>
Volumes augustus 2000 - juli 2001							
Z1	1028	1410	+382	K1	262	294	+32
Z2	822	1427	+605	K2	229	290	+61
Z3	1465	1077	-388	K3	242	323	+81
Z4	901	2401	+1500	K4	181	426	+245
Z5	653	1601	+948	K5	277	233	-44
Z6	937	1913	+976	K6	187	313	+126
Z7	1754	1592	-162	K7	336	195	-141
Z8	934	1319	+385				
<i>Totaal</i>	<i>8493</i>	<i>12729</i>	<i>+4236</i>	<i>Totaal</i>	<i>1714</i>	<i>2074</i>	<i>+360</i>
Volumes maart 1996 - oktober 1998							
Z1	1676	218	-1458	K1	406	240	-166
Z2	2406	445	-1961	K2	361	346	-15
Z3	1648	578	-1070	K3	505	291	-214
Z4	1803	638	-1165	K4	878	399	-479
Z5	1621	772	-849	K5	745	324	-421
Z6	1352	513	-839	K6	577	311	-266
Z7	3266	350	-2916	K7	356	370	+14
Z8	2780	245	-2535				
<i>Totaal</i>	<i>16552</i>	<i>3759</i>	<i>-12793</i>	<i>totaal</i>	<i>3828</i>	<i>2281</i>	<i>-1547</i>

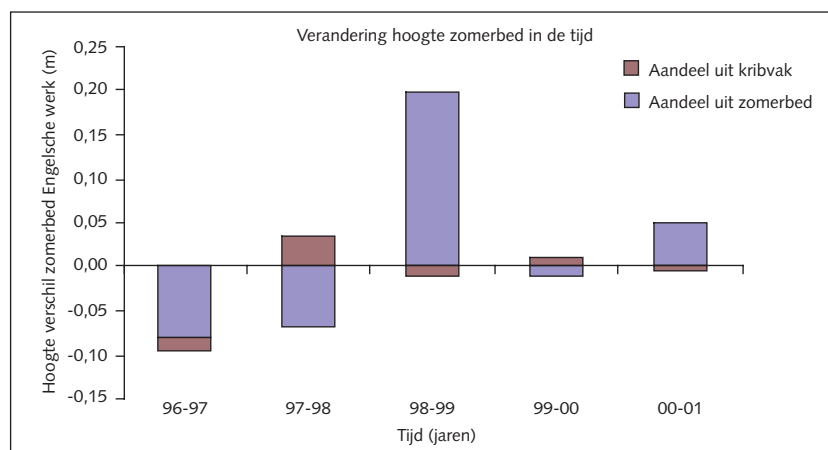
De hoeveelheid oeverafslag valt in het niet bij de sedimentatie in het zomerbed. Wanneer van de 600 m³ oeverafslag per jaar (3.019 m³ in 5 jaar) een kwart in het zomerbed terecht zou komen (aannahme van Verheij en Huyskens, 1993), betekent dit bij een jaarlijkse zandvracht van 68.000 m³/jaar op het traject Wijhe-Katerveer (Verheij en Huyskens, 1993), een toename van 0,22%. Wanneer de erosie van het talud volledig wordt meegerekend, zou de toename ongeveer 0,9% bedragen. Dit heeft echter niet geleid tot structurele sedimentatie in het zomerbed. Verheij en Huyskens (1993) hebben berekend dat als over 5 km lengte de oeversverdediging langs de IJssel zou worden verwijderd, dit zal leiden tot een toename van het sedimentaanbod in het zomerbed met 5-15% per jaar. Na analyse van de huidige resultaten blijkt dat die toename gemiddeld 1,6% per jaar bedraagt. Dit geldt voor de periode van de eerste 5 jaar.

De IJssel is bij het Engelsche werk tussen de kribben 120 meter breed. Als de 600 m³ zand uit de kribvakken zou blijven liggen op die locatie in het zomerbed, zou dat leiden tot een verhoging van 7 mm. Zelfs als de totale erosie over 5 jaar in één jaar in het zomerbed terecht zou komen zou dit leiden tot een verhoging van het zomerbed met 3,5 cm. Dit is veel minder dan de jaarlijkse fluctuatie van het zomerbed.

In figuur 3.12 is de verandering van de hoogte van het zomerbed gedurende de monitoringsperiode weergegeven. Deze figuur is afgeleid uit data die gedeeltelijk ook in tabel 3.3 gepresenteerd zijn. Er is berekend hoeveel hoogteverschil de erosie uit de kribvakken over het gehele zomerbed bij het Engelsche werk zou veroorzaken. Als er sedimentatie optrad in de kribvakken is dat in deze figuur weergegeven als erosie van het zomerbed. Tevens is de fluctuatie van het zomerbed weergegeven. In deze gegevens zit tevens het geërodeerde materiaal dat uit de kribvakken komt en in het zomerbed is blijven liggen. Echter als gekeken wordt naar de verhoging van het zomerbed die erosie uit de kribvakken kan veroorzaken (3 cm tussen 1997-1998, over het gehele zomerbed) en de maximale verhoging die optreedt in het zomerbed (20 cm tussen 1998-1999) kan het aangevoerde materiaal uit de kribvakken hier niet de oorzaak zijn. De totale erosie die plaatsvindt in 5 jaar tijd in de kribvakken, levert, als deze zou blijven liggen en verspreid wordt over het gehele zomerbed van het Engelsche werk, 1 cm verhoging op.

In 5 jaar tijd trad 9 cm sedimentatie over het gehele zomerbed bij het Engelsche werk op. Hieruit blijkt opnieuw dat de erosie uit de kribvakken de sedimentatie in het zomerbed niet kan verklaren.

Figuur 3.12
Verandering van de hoogte van het zomerbed, veroorzaakt door erosie uit de kribvakken en fluctuaties in het zomerbed, in de tijd



4 Vegetatie

4.1 Inleiding

Het volgen van de vegetatieontwikkeling in de oeverzone heeft als doel het vergroten van het inzicht in de relatie tussen enerzijds de vegetatie en anderzijds de morfologie, hydraulica en begrazing in met kribben verdedigde oevers langs de IJssel. Een alleen met kribben verdedigde oever is uitzonderlijk voor de IJssel. Het overgrote deel van de oevers is verdedigd met een breukstenen oeververdediging, waardoor een geleidelijke en natuurlijke overgang van water naar land ontbreekt. De morfologische- en hydraulische processen krijgen daar dus minder de kans om de oever vorm te geven. Hierdoor zijn de rivierecotopen (Molen *et al.*, 2000; Lorentz, 2001) "ondiep zomerbed" met een waterdiepte van 0-1 meter en "zandplaten zoet" die zeer frequent (363-150 dagen per jaar) overstroomd beiden zeldzaam. Deze ecotopen zijn ecologisch waardevol en morfologisch gezien zeer dynamisch. Met de gegevens uit deze vegetatiemonitoring kan mogelijk nader invulling gegeven worden aan de vegetatie die karakteristiek is voor oeverdoeltype "wilg" (RWS Directie Gelderland, 1993) langs de IJssel: "Dit oeverdoeltype wordt gekenmerkt door een hoog dynamisch fysisch milieu. (...) In het oeverdoeltype "wilg" staat de ontwikkeling van de zachthoutzone centraal. (...) De zeer frequent overstroomde zone zal worden gedomineerd door eenjarige soorten. Op plaatsen waar hoge begroeiing niet wenselijk is, wordt door middel van begrazing boomvorming tegengegaan".

4.2 Methode

De vegetatie is met behulp van de volgende parameters gevolgd: de soorten-samenstelling en bedekking van de vegetatie (mossen en korstmossen uitgezonderd), de vegetatiestructuur en de geografische ligging van de grenzen van de vegetatietypen. Voor een uitgebreide beschrijving van de methode van monitoring wordt verwezen naar het projectplan (Simons *et al.*, 1996). De vegetatie is in 1994, 1996, 1997, 1999 en 2001 steeds eind juli/half augustus geïnterviewd door Ecologisch Adviesbureau STL (De Boer & Willink, 1994; De Boer, 1996; De Boer, 1997; Leemans & de Boer, 1999; De Boer & Leemans, 2001). In 1995 is niet gemeten omdat in dat jaar de werkzaamheden zijn uitgevoerd.

Methode tot en met 1997

In 1994, 1996 en 1997 is de vegetatiesamenstelling gevolgd op alle 35 raaien waar de bodemhoogte is gemeten, met uitzondering van de extra raaien aan beneden- en bovenstroomse zijde van het gebied (bijlage 1a). Het beginpunt van de raaien voor de vegetatiemonitoring lag met een piketpaal vast nabij de zomerkade. Het eindpunt van de raai is het punt in het kribvak waar ten tijde van de opname de waterdiepte 1 meter was. Op elke raai zijn de duidelijk zichtbare grenzen in vegetatiesamenstelling, de vegetatiestructuur en overgangen in bodemhoogteligging van 0,1 meter of meer ingemeten.

De soortensamenstelling en bedekking van de vegetatie is op de raaien opgenomen in raaisegmenten van 5 meter lang en 2 meter breed, met behulp van de 9-delige schaal van Braun-Blanquet. Op de overgang van water naar land zijn de raaisegmenten aaneengesloten ingemeten. Op het hoge deel van de oever op de raai liggen deze raaisegmenten niet aaneengesloten maar met een tussenruimte van 10 en 20 meter. Dit is gedaan om de meetinspanning te beperken, en vanwege de verwachting dat hier geringe veranderingen in de morfologie, hydrologie en de vegetatie zouden optreden. Indien er in deze strook een zichtbare vegetatie- of structuurgrens aanwezig is, zijn alsnog raaisegmenten toegevoegd. Indien binnen een raaisegment van 5 x 2 meter een zichtbare vegetatie- of structuurgrens aanwezig was, is het raaisegment opgedeeld en zijn er twee afzonderlijke opnamen gemaakt (het totale oppervlak van de twee segmenten blijft 10 m²). In vier raaien zijn alle aanwezige soorten in de proefvakken opgenomen. In de overige raaisegmenten zijn de soorten met een laag aantal individuen niet beschreven, met uitzondering van de lijst van aandachtsoorten (bijlage 6). De aandachtsoorten zijn zeldzame, karakteristieke riviersoorten, bomen en struiken, of indicatorsoorten voor bepaalde milieuomstandigheden. Bij de schatting van de vegetatiebedekking is het percentage kale grond bepaald. Onder de benoeming kale grond vallen onbegroeide bodems, onherkenbare plantenresten, mestflappen, stenen en stukken hout.

Wijzigingen in de methode in 1999 en 2001

In alle raaien is de structuur van de vegetatie bepaald door zowel de hoogte van de vegetatie als de bedekking per hoogteklasse vast te leggen. Om de meetinspanning te beperken zijn op basis van de aanbevelingen (Simons *et al.*, 1998) in 1999 en 2001 alle plantensoorten opgenomen op 14 geselecteerde raaien. In alle overige 21 raaien zijn aan de hand van de dominante soorten vegetatiegrenzen vastgelegd. Na analyse van de gegevens zijn de vegetatie-typen definitief toegekend aan deze 21 raaien. In alle raaien zijn de aandachtsoorten opgenomen.

Analyse en verwerking

De opnamen zijn opgeslagen in het programma TURBOVEG en later TURBOWIN en ingedeeld in vegetatietypen volgens de vegetatietypologie van uiterwaardvegetaties (Leemans en de Boer, 1997). De indeling van vegetaties in structuurtype is afgeleid van de structuurtypologie zoals deze is gebruikt in Van Splunder en Leemans (1997).

4.3 Resultaten en discussie

4.3.1 Beschrijving van de vegetatie

De vegetatie vóór herinrichting

In 1994, het eerste jaar van de extensieve begrazing gericht op natuurwaarden, was de vegetatie open en overwegend lager dan 0,25 meter. Het grootste deel van de oever bestond uit grazige ruigte en frequent overstroomd graslanden. Het aandeel aan grasachtige soorten hierin was nog steeds hoog. De vegetatie op de oever kon worden onderverdeeld in:

- *Vochtminnende ruigte* op de breukstenen oeververdediging; dominante soorten: Fioringras, Vijfvingerkruid, Rietgras, Kattestaart, Wolfspoot. Tussen de stenen werden jonge exemplaren van diverse wilgesoorten en een Es aangetroffen.
- Een relatief brede *grazige ruigte* op de oever; dominante soorten: Akkerdistel, Kweek, Fioringras, Krulzuring, Reukeloze kamille. Er kwamen enige kiemplanten van Zomereik voor.

- *Moerassige vegetatie* in de komvormige laagte waarin water stagneert na overstroming; dominante soorten: Grote weegbree, Vijfvingerkruid, Akkerkers, Zilverschoon, Gewone waterbies, Zwanenbloem, Moerasdroogbloem, Varkensgras, Slijkgroen.

Daar waar de oeververdediging ontbrak kwamen kleine zandstranden met steilranden voor met weinig begroeiing.

De vegetatietypen na herinrichting

De zes vegetatietypen zijn onderscheiden op basis van de bedekking door de plantensoorten, de hoogteklassen van de begroeiing en de (co)dominantie van soorten, zoals Veenwortel, Zwanenbloem en in 1996 Reukeloze kamille. De vegetatie is in 2001 overwegend 0-0,5 meter hoog. Er waren wel soorten, inclusief struweel, die 0,5-1,5 meter hoog waren, maar deze soorten waren zo beperkt aanwezig dat ze nog niet van betekenis waren voor de typologie. De onderstaande typologie is gebaseerd op de ontwikkeling van de oevervegetatie vanaf de deels kale pioniersituatie direct na de herinrichting tot aan de vegetatiezonering die in 2001 is ontstaan. Om de ontwikkeling van de vegetatie vanaf 1996 te kunnen beschrijven is de vegetatie te onderscheiden in een zandige pioniervegetatie, een grazige, structuurrijke ruigte (typen 1 tot en met 3) en moerassige pioniervegetatie (type 5 en 6). Het onderscheid tussen deze subtypen is in 2001 wat minder relevant geworden. In figuur 4.1 zijn de vegetatietypen ingetekend op de raaien en in tabel 4.1 zijn ze als percentages van het aantal in detail onderzochte raaisegmenten weergegeven. Dit betekent dat de percentages voor 1996 een onderschatting geven van de structuurrijke ruigte en in mindere mate de grazige ruigte. Voor 1997 geldt dat in beperkte mate ook voor de open ruigte, de moerassige vegetatie en de zandige pioniervegetatie. Voor 1994 was een vlakdekkende kwantificering van het vegetatiepatroon niet beschikbaar. De bedekking van de vegetatietypen in 1993 en 1994 is geschat op basis van de monitoring in 1994 en de vegetatiekaarten van Bremer (1998). Hieronder volgt een beschrijving van de vegetatietypen.

1. Structuurrijke ruigte

Deze bestaat op de hogere delen uit soorten als Getande weegbree, Akkerdistel, Krulzuring, Ridderzuring (Zilverschoonverbond) en Gewone kattestaart, Wolfspoot, Moerasandoorn, Poelruit, Bitterzoet (Moeraspireaverbond). Nabij de oever op hoog-dynamische plaatsen bestaat deze uit Watermunt, Kransmunt, Wilde betram, Dauwbraam (Warkruidverbond). In 1996 is in dit vegetatietype de bedekking met Reukeloze kamille tot 100% en de vegetatie tot 1,5 meter hoog. In 2001 is de vegetatie in deze zone nauwelijks hoger dan 0,5 meter en de samenstelling in soorten divers.

2. Grazige ruigte

De lage grazige ruigte behoort geheel tot het Zilverschoonverbond en bestaat uit soorten als Fioringras, Vijfvingerkruid, Zilverschoon en Getande Weegbree en op meer open plekken uit Akkerkers, Ruige Zegge, Kruijpende boterbloem, Kweekgras en Reukeloze kamille. Plaatselijk komt een pioniersoort als Vlooienskruid talrijk voor. De grazige ruigte is in 2001 overwegend 0-0,1 meter hoog (in 1996 en 1997 0,1-0,5 meter).

3. Open ruigte

De natte, open pioniervegetaties vegetatie op licht overzande plekken bestaat uit soorten als Fioringras, Veenwortel, Zilverschoon en Getande weegbree (Zilverschoonverbond) en Gewone kattestaart, Moerasandoorn, Poelruit, Bitterzoet, Wolfspoot en Moerasandoorn (Moeraspireaverbond).

De bedekking van de vegetatie is minder dan 50%. De vegetatie is in 2001 tot 0,5 meter hoog (in 1996 en 1997 0,5-1,5 meter).

4. Open (zandige) pioniervegetatie
Droogvallende oever, hoogdynamisch: Spiesmelde, Rode ganzevoet, Melganzevoet, Zwart tandzaad, Reukeloze kamille, Moeraskers (Rivertandzaadverbond).

Droogvallende oever, kleiiger: Driedelig tandzaad, Waterpeper, Beklierde duizendknoop, Slijkgroen, Naaldwaterbies, Platte rus, Rode waterereprijs, Greppelrus en Moerasdroogbloem (Moerasandijvieveverbond).

Hoger gelegen zandige oeverwal: Akkerkers, Zilverschoon, Getande Weegbree, Straatgras, Vijfvingerkruid, Vlooienvierkruid (Zilverschoonverbond).

De vegetatie is 0-0,01 meter hoog en de bedekking in 2001 is 50-100%, in 1996 en 1997 was het percentage kale grond hoger.

5. Moerassige vegetatie en watervegetatie
Watervegetatie: Watergentiaan, Veenwortel (Waterlelieverbond).

Moerassige vegetatie: Gewone waterbies, Zwanebloem, Grote waterweegbree, Watermunt, Zompus (Watertorkruidverbond, in pionierfase wegens het overheersen van Veenwortel) met afhankelijk van de duur van inundatie meer of minder soorten uit het Zilverschoon- en Moerasandijvieveverbond. De vegetatie is 0-0,5 meter hoog en de bedekking is 50-100%.

6. Moerassige vegetatie met Zwanebloem
Deze vegetatie bestaat uit Zwanebloem (overheerst), Egelskop en Pijlkruid (Watertorkruidverbond). Behalve Zwanebloem komt geen van de andere soorten genoemd onder 5 voor.

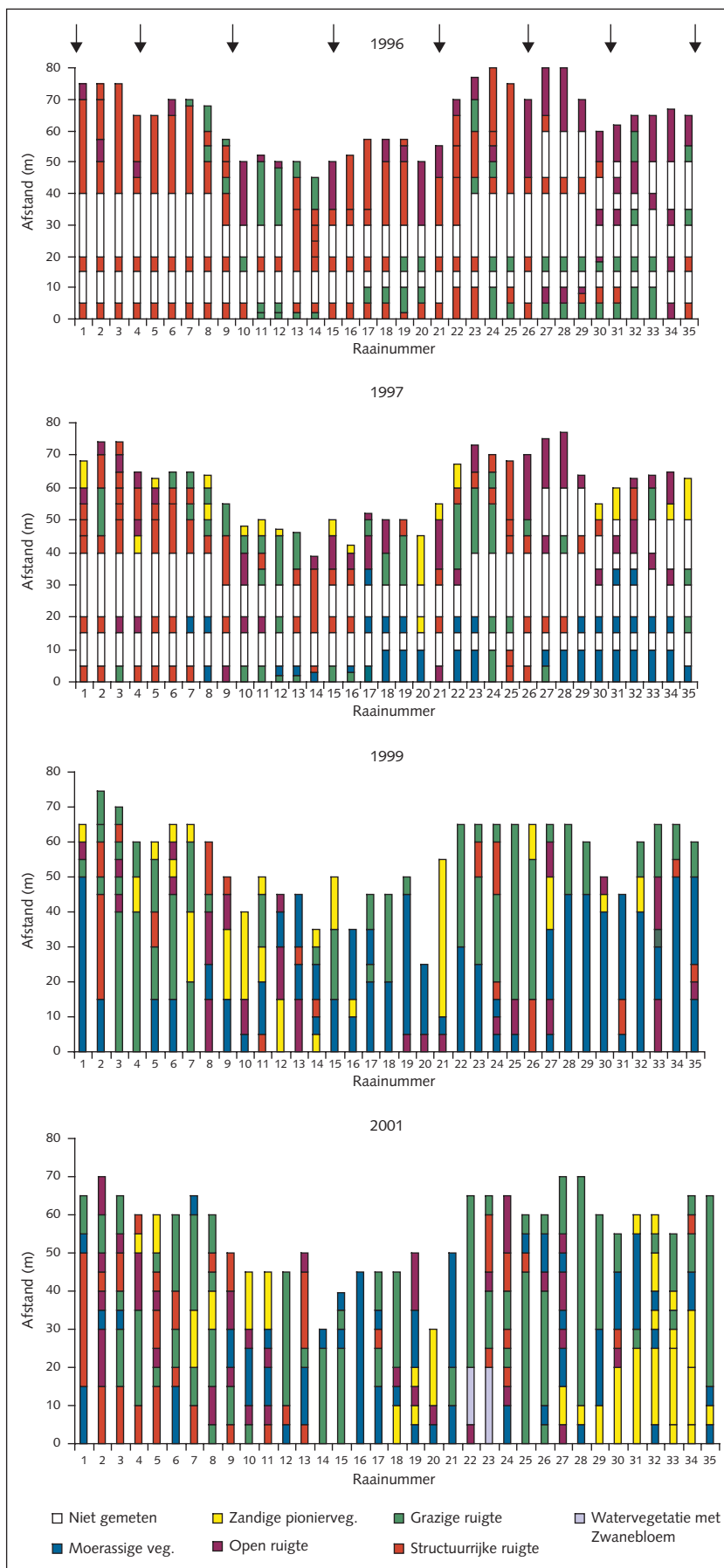
Tabel 4.1

Percentage van de raaisegmenten per vegetatietype t.o.v. het totaal aantal onderzochte raaisegmenten in 1996, 1997, 1999, 2001 (1 raaisegment = 10 m². Sommige raaisegmenten bevatten een vegetatiegrens, deze segmenten zijn in 1997 en 1999 gesplitst én dubbel geteld, dit levert in 1999 een totaalpercentage van meer dan 100% op. * De bedekking van de vegetatietypen in 1993 en 1994 is geschat op basis van de monitoring in 1994 en de vegetatiekaarten van Bremer (1998)

Vegetatietypen	Voor herinrichting*		Na herinrichting		Aangepaste methode t.o.v. 1996/1997	
	1993	1994	1996	1997	1999	2001
1. structuurrijke ruigte			55%	26,5%	9,4%	13,8%
2. grazige ruigte	> 90%	> 50%	21%	19,5%	33,4%	37,2%
3. open ruigte	5%	5%	24%	19%	9,9%	11,3%
4. zandige pioniervegetatie	< 5%	< 5%	--	9%	14,6%	15,4%
5. moerassige vegetatie		40%	--	17%	35,5%	20,5%
6. moerassige vegetatie met zwanebloem			--	--	--	1,8%
7. geen vegetatie (t.o.v. raaisegmenten in 1996)			--	9%	--	--
<i>Totaal aantal raaisegmenten</i>			280	281	390	390

Figuur 4.1

Verdeling van de vegetatietypen over de opgenomen segmenten van de raaien in 1996, 1997, 1999 en 2001. In 1999 en 2001 zijn extrapolaties gemaakt van de opgenomen segmenten naar de totale raai op basis van zichtbare vegetatie- en structuurkenmerken. De pijlen geven de posities van de kribben aan. Aan de bovenzijde van de figuren ligt het zomerbed, aan de onderzijde de zomerkade. De raagrens aan de zijde van de zomerkade is een vast punt. In de figuur is de verschuiving van de vegetatiegrens door erosie van de oever zichtbaar



Vergelijking vegetatietypen voor- en na herinrichting

De open, zandige pioniervegetatie van de hoogdynamische, droogvallende oever aan het zomerbed (Riviertandzaadverbond) was voorafgaand aan de herinrichting nauwelijks aanwezig en is als gevolg van de herinrichting in omvang toegenomen.

De grazige ruigte (Zilverschoonverbond) was dominant aanwezig en bedekte 50-90% van de oever (Bremer, 1998). Dit type was toen bedekt met een hoger percentage aan grassen dan in 2001 en was dus minder kruidenrijk. Bremer noemt dit type (soortenrijk) wisselvochtig grasland en Kweekgrasland. Veel soorten uit de structuurrijke en open ruigte (Zilverschoon- en Moerasspirea- en Warkruidverbond) waren in 1994 ook aanwezig, maar in een veel lagere bedekking waardoor ze onder grazige ruigte vielen. Het Moerasspirea-verbond, de vochtminnende ruigtekruiden, was in 2001 beter ontwikkeld. Voor herinrichting was dit aanwezig tussen de breukstenen oeververdediging en bedekte zo naar schatting 5% van de oever.

In 1994 bedekten de moerassige vegetatie en de droogvallende kleiige pioniervegetatie (Watertorkruid- en Moerasandijvieverbond) samen 40% van de oever. Deze typen lagen in 1994, 1999 en 2001 op dezelfde locatie, namelijk de laag gelegen delen van de oever tegen de zomerkade (foto 7, bijlage 2). De vegetatiesamenstelling was vergelijkbaar. Bremer (1998) noemt dit type pioniervegetatie het Veenwortel-Grootweegbreetype. In het relatief droge jaar 1993 ontbrak dit type vegetatie.

De vegetatie na herinrichting per jaar

In 1996, het jaar na herinrichting en forse vergraving van een deel van de bodem, is het open, laag blijvende grasland verdwenen en wordt vegetatie op de gehele oever gedomineerd door Reukeloze kamille van 0,50-1,50 meter hoog. De vegetatie is beschreven als het type 'open ruigte' en 'structuurrijke ruigte' (figuur 4.1a, tabel 4.1). Reukeloze kamille is een soort die zich bij oppervlakkige bodemverstoring sterk kan uitbreiden. De begroeiing op het benedenstroomse deel van het terrein is gevarieerder, lager en graziger (grazige ruigte). Langs de waterlijn wordt vooral open ruigte aangetroffen. De overgang van de kamilleruigte naar het zomerbed is abrupt. Er is een steilrand van variabele hoogte (maximaal 1 meter hoog) en een heel smalle zone met kaal zand. Direct naast de kribben is kaal zand zichtbaar.

In 1997 is de meest in het oog springende verandering van de vegetatie de achteruitgang van de structuurrijke ruigte (figuur 4.1b, tabel 4.1) van 55 naar 26,5% van de raaisegmenten. De dominantie van Reukeloze kamille in dit vegetatietype is afgenomen, waardoor de andere soorten zijn toegenomen (foto 2, bijlage 2). Een deel van de grazige ruigte is in 1997 overgegaan in moerassige vegetatie. Deze vegetatie lijkt op de moerassige vegetatie in 1994. De grazige ruigte wordt in ongeveer gelijk aandeel als in 1996 aangetroffen, maar op andere plekken: op de oeverwal en in kleine delen langs de zomerkade. Zandige pioniervegetatie is in 1997 een nieuw vegetatietype. Dit type is gekoppeld aan hoge fysische belastingen door golven en stroming en relatief veel zandbeweging. Het komt aan weersijden van de kribben voor ter plaatse van de instroomgeulen. In raai 20 reikte de kale, zandige strook tot in de komvormige laagte.

In 1999 is de vegetatie overwegend lager dan 0,5 meter (foto 3 bijlage 2). De structuurrijke ruigte is fors in omvang afgenomen (figuur 4.1c, tabel 4.1). Akkerdistel en Reukeloze kamille komen in lage bedekkingsklassen voor. De grazige ruigte is toegenomen en bevindt zich vooral op de oeverwal en de

strook grenzend aan de zomerkade. Het heeft de plaats ingenomen van vooral de open ruigte. Het is een opeenvolging in de ontwikkeling van de vegetatie (successie) die verwacht kan worden en die bevorderd wordt door de begrazing. Zilverschoon komt in vrijwel alle opnamen in hoge dichtheden voor. De zandige pioniervegetatie is iets verder toegenomen en is vooral aanwezig op de smalle zandige plekken grenzend aan het zomerbed en aan weerszijden van de kribben (bijvoorbeeld in raai 9, 10, 11, 14, 15, 20, 26). Op de zandige plaatsen hoger op oever (drogere plaatsen) is nog wat open ruigte aanwezig. De moerassige (pionier) vegetatie is toegenomen en beslaat eenderde van de vegetatietypen. Veenwortel is hier dominant aanwezig. Op de vochtige slibrijke delen bevinden zich Slijkgroen en Greppelrus. In de laagste delen bevinden zich watervegetaties met Watergentiaan, Zwanebloem en de drijvende vorm van Veenwortel.

In 2001 zijn vrijwel alle hoger gelegen delen met een ruigtevegetatie begroeid die in soortensamenstelling, hoogte en dichtheid van de soorten varieert. De ruigten zijn verdeeld over de typen structuurrijk, grazig en open ruigten (figuur 4.1d, tabel 4.1). In de stroomopwaartse helft is deze ruigte vrijwel ononderbroken. De meest soortenrijke en structuurrijke ruigten liggen daar op de hoogste terreindelen dicht bij de rivier. In de iets lagere terreindelen is de grazige ruigte te vinden. De oppervlakte van dit type is verder toegenomen en meer aaneengesloten. Hier zijn Zilverschoon, Veenwortel, Krans- en Akkermunt vaak talrijk. Het aandeel grassen (Rietgras, Fioringras) is meestal laag. Vooral in de stroomafwaartse helft van het projectgebied is de ruigte onderbroken door lage gesloten tot halfgesloten moerasachtige vegetatie en open water. In een klein deel met open water bestaat de vegetatie bijna volledig uit Zwanebloem. De zandwaaiers en zandstrandjes zijn voor een deel begroeid geraakt door pioniervegetatie die valt onder alle ruigtetypen. Deze vegetatie is ten dele rivierwaarts gegaan in een aantal raaien. Zodra de waterstand iets stijgt zijn deze plekken al snel weer onbegroeid. Het niet begroeide open water in raai 33 en 34 is tot zandige pioniervegetatie gerekend. Vooral in de stroomafwaarts gelegen kribvakken is zandige pioniervegetatie aanwezig in de lage delen grenzend aan de zomerkade. Kenmerkende soorten zijn Slijkgroen, Naaldwaterbies en Vlooienskroon. Aan de randen van de laagte, vooral vanaf raai 9 richting stroomafwaarts, zijn de Schiet-, Kat- en Amandelwilgen toegenomen. Ze zijn 0,5-1,5 meter hoog en in groepjes vooral rondom de worteleinden van de kribben te vinden. Ook Kornoelje (cultuurvariant) heeft zich uitgebreid. Deze soort staat vaak meer rivierwaarts op de hogere delen.

Aandachtsoorten

De aandachtsoorten (bijlage 6) zijn gevolgd omdat zij iets zeggen over de kwaliteit van de vegetatie of een bepaalde ontwikkeling illustreren. Het totaal aantal exemplaren aan boom- en struweelsoorten (diverse wilgen, Kornoelje en in 2001 ook Zwarte els) is aan het toenemen vanaf 1999. Op foto 4 (bijlage 2) is de situatie in februari 2003 te zien. De wilgen en de Kornoelje (rode takken) zijn duidelijk zichtbaar. Enkele kleine exemplaren en kiemplanten van de bomen Es en Zomereik uit 1994 zijn verdwenen, deels als direct gevolg van de herinrichtingswerkzaamheden. De toename van Wilde betram, Vlooienskroon, Heelblaadjes en Engelse Alant illustreren de ontwikkeling naar een soortenrijke ruigte op de dynamische hoger gelegen delen van de zandige oeverstrook. De aanwezigheid van Dauwbraam illustreert de wat soortenarmere ruigteontwikkeling op zeer voedselrijke gronden. De toename van Slijkgroen, Naaldwaterbies (in 2001), Vlooienskroon en Rode waterereprijs laat zien dat de open pioniervegetatie op een iets kleiige ondergrond zich handhaaft. Zwanebloem en Gele lis laten zien dat een pionierfase van de moerassige vegetatie van langdurig overstroomde

plaatsen zich uitstekend heeft kunnen handhaven in de twee natte jaren 1999 en 2001. De twee zegge-soorten die na 1994 niet meer voorkomen, zijn kenmerkend voor graslanden op zand grenzend aan het zomerbed. Ze zijn mogelijk verdrongen door de ruigtevegetatie.

4.3.2 Vegetatie-ontwikkeling in relatie tot begrazing, morfologie en inundatie

De vegetatie heeft zich in 2001 nagenoeg hersteld van de bodemverstoringen bij de herinrichtingswerkzaamheden. De herinrichtingswerkzaamheden hebben ervoor gezorgd dat de ontwikkeling, de successie, tijdelijk even werd onderbroken. De vegetatie in 2001 bestaat overwegend uit frequent en zeer frequent overstroomde grazige en structuurrijke ruigten. In de laagste delen met klei in de ondergrond stagneert water. Hier is net als voor de herinrichting in natte jaren moerassige en open pioniervegetatie op droogvallende zandige klei aanwezig. De ontwikkeling van deze vegetatietypen is een logisch gevolg van de overgang van de bemesting en intensieve begrazing van vóór 1993 naar een seizoensbegrazing met paarden in lage dichtheden van na 1993. Dit zorgt, in combinatie met de waterstand en de ontwikkeling van de bodemhoogte, voor de voor rivieren karakteristieke zonering van de vegetatie op rivieroeveren en in de uiterwaarden (Graaf *et al.*, 1990; Duel, 1991; Simons *et al.*, 1994; Rademakers & Wolfert, 1994; Lorenz, 2001). De zonering is bij het Engelsche Werk sinds 1999 duidelijk herkenbaar. De vegetatie kan ingedeeld worden in zeer frequent en frequent overstroomde vegetaties in combinatie met sterke en matige dynamiek (tabel 4.2). In figuur 4.2 is de ontwikkeling van vegetatiezones op een raai in het midden van het oevertraject te zien in combinatie met de bodemhoogte. De bodemhoogte kan met behulp van figuur 2.5 en 2.6 omgezet worden in de overstromingsfrequenties zoals ze benoemd zijn in tabel 4.2.

Tabel 4.2

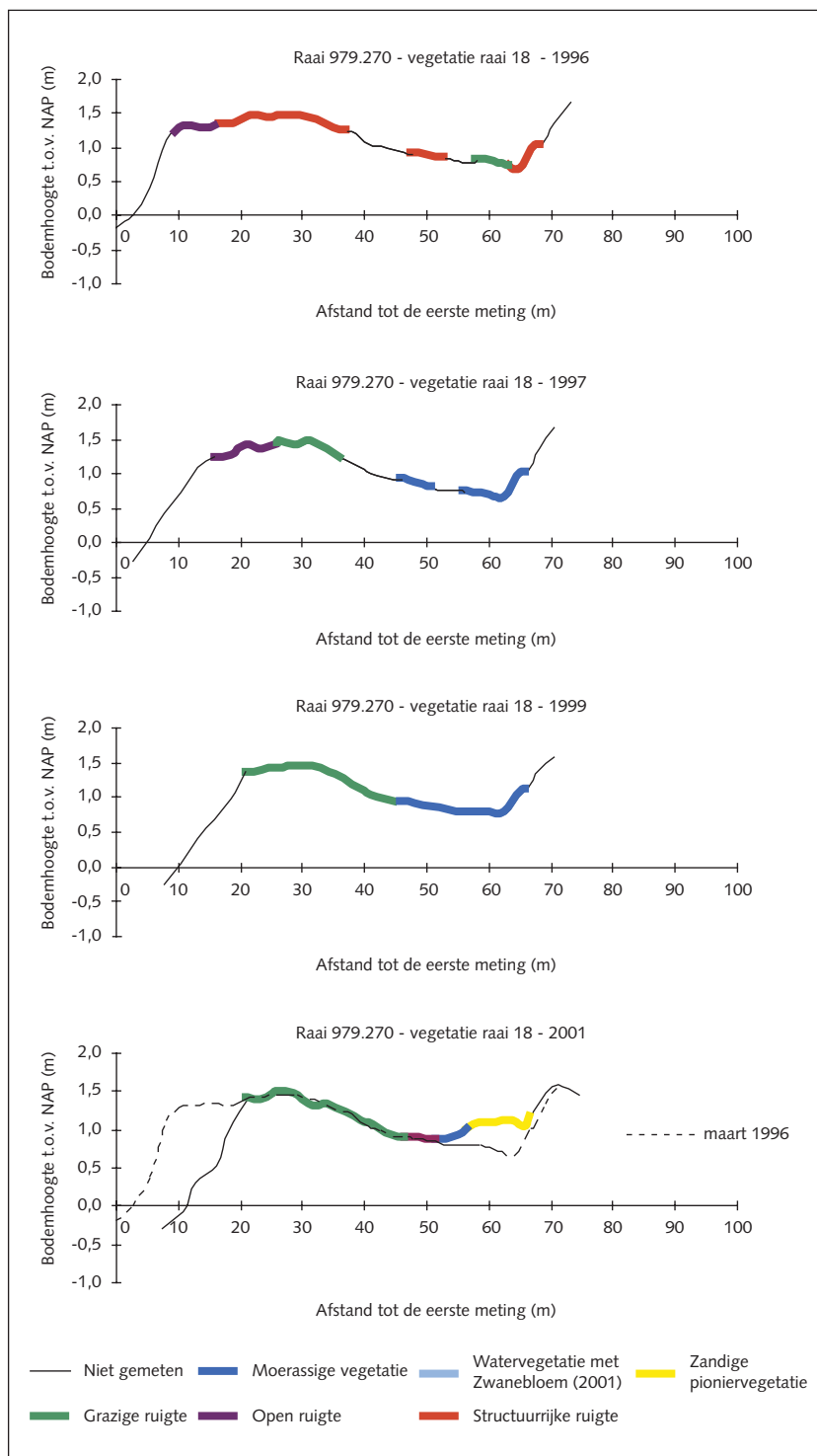
Vegetatietypen Engelsche Werk in relatie tot overstromingsduur

Zomerbed				Zomerkade
	Sterke dynamiek & zeer frequent overstroomd (150-363 dagen per jaar)	Matige dynamiek & frequent overstroomd (50-150 dagen per jaar)	Matige dynamiek & zeer frequent overstroomd (150-363 dagen per jaar)	
Riviertandzaadverbond		Zilverschoonverbond	Moerasandijvieverbond (laagte, slibrijk, droogvallend)	
		Moerasspireaverbond	Waterlelie verbond (laagte, slibrijke delen)	
		Warkruid verbond	Watertorkuid verbond (laagte, slibrijke delen)	

Grenzend aan het zomerbed en aan weerszijden van de kribben en rondom het worteleinde van de kribben zijn zandstrandjes aanwezig (foto 6 en 8 bijlage 2). Afhankelijk van de waterstanden en de dynamiek is deze strook kaal of begroeid met zandige pioniervegetatie of een open ruigte. Deze vegetatietypen zijn het directe gevolg van de verwijdering van de oeververdediging. De zandstrandjes zijn zeer dynamisch en onderhevig aan een hoge hydraulische belasting als gevolg de stroming en golfslag bij passage van met name de binnenvaart-schepen. De geulen aan weerszijden zijn direct na de aanleg al ontstaan als gevolg van het met kracht in- en uitstromen van water bij scheepspassages. Ook nu overstroomd ze bij iedere passage van een schip tot ver in de oeverstrook of achterlangs het worteleinde van de krib (foto 9 en 10 bijlage 2). De paarden houden de zandige oever in beweging door zich daar te "rollen".

Figuur 4.2

De ontwikkeling van een vegetatie-zonering als gevolg van successie, overstromingsduur (bodemhoogte) en begrazing op een raai in kribvak 4 in 1996, 1997, 1999 en 2001



De vegetatiegrens is landinwaarts opgeschoven (figuur 4.1 en 4.2). In 1996 en 1997 waren in alle kribvakken steilranden aanwezig, in april 1997 waren ze gemiddeld 0,6 meter hoog. In 2001 zijn de steilrandjes in de meeste kribvakken laag, in februari 2003 waren ze gemiddeld 0,06 meter, spreiding 0-1,0 meter (tabel 3.2). Door de aanwezigheid van de steilranden verloopt de overgang van water naar land plaatselijk abrupt (foto 5 bijlage 2) maar in de meeste kribvakken en aan weerszijden van de kribben geleidelijk (foto 6 bijlage 2).

De begrazing met paarden zorgt voor gewenste structuurverschillen. Dit komt door het graasgedrag van de paarden en de voorkeur van de paarden voor specifieke plekken. De paarden hebben een voorkeur voor de grazige plekken grenzend aan de oeverwal en in het benedenstrooms gelegen deel van de oever. Deze plekken zijn daardoor lager en graziger. De paarden bevinden zich minder vaak in de komvormige laagte. Ook de plekken met Krulzuring en Akkerdistel mijden ze, waardoor het bovenstroomse deel van de oever ruiger is geworden. De paarden verplaatsen zich vooral over de zomerkade en de oeverwal waardoor er een loopspoor is, met hier en daar kale grond.

De samenstelling van de moerassige vegetatie (Moerasandijvie-, Waterlelie- en Watertorkruidverbond) in de laagte tegen de zomerkade (tabel 4.2), is in 2001 vergelijkbaar met die in 1994. Deze vegetatie blijft in een pionierfase door de combinatie van frequente overstroming en de trap- en graasactiviteiten van eenden en ganzen (paragraaf 5.3.2). De aanwezigheid van deze vegetatie is erg afhankelijk van de overstromingsduur en -frequentie. Door hoge waterstanden komt er water te staan in de laagte tussen oeverwal en zomerkade. Ten opzichte van de gemiddelde waterstand 1901-2000 (van Vuuren, 2001) waren 1996 en 1997 relatief droge jaren en 1994, 1999 en 2001 relatief nat (figuur 2.5). In 1996 heeft geen overstroming van de oeverwal plaatsgevonden voorafgaand aan het vegetatie seizoen. Hierdoor was de omstandigheid voor ontwikkeling van moerassige vegetatie ongunstig. In 1997 was er wel beperkte inundatie, waardoor de moerassige vegetatie in de komvormige laagte toenam. In 2001 lijkt de oppervlakte te zijn afgenomen ten opzichte van 1999 en 1994, ondanks het feit dat 2001 en 1999 beide natte jaren waren. Door de aanleg van de kribben in 1995 is een klein deel van het oppervlak van de laagte verloren gegaan. Daarnaast is in figuur 4.2 te zien dat de bodemhoogte in de laagte grenzend aan de zomerkade tussen 2001 en 1996 door aanzanding omhoog is gekomen. De sedimentatie van zand treedt lokaal op in de laagte die grenst aan de zomerkade (figuur 3.3). Deze aanzanding zorgt voor de afname van potentiële standplaatsen voor de moerassige vegetatie.

In 2001 is de oever landschappelijk open omdat de vegetatie overwegend lager is dan 0,5 meter. Wel hebben Wilgen en Kornoelje zich definitief gevestigd in de oever. Ze zijn tot 1,5 meter hoog. Ze zijn door hun hoogte en lage aantallen nog niet bepalend voor de vegetatietypologie of de -structuur. In de toekomst kan het struweel zich uitbreiden. Deze ontwikkeling zal in de gaten gehouden moeten worden, want het verlies aan openheid van de vegetatie is voor deze oever een ongewenste ontwikkeling vanwege het belang van de oever voor pionier-, weide-, water- en moerasvogels.

5 Vogels

5.1 Inleiding

Voor de vogelbevolking heeft de herinrichting en ontwikkeling van het projectgebied veranderingen in foerageer-, rust- en broedbiotopen teweeg gebracht. Bij het opstellen van het meetprogramma (Simons *et al.*, 1996) is gekozen om twee parameters te volgen: de broedvogels en de niet-broedvogels in de periode april tot en met oktober.

De vogelsoorten en -aantallen zijn een maat voor de ecologische kwaliteit van de oever. Ze zeggen iets over de waarde van de vegetatie, de morfologische processen, de overstromingsfrequentie en -duur, de rust en het voedselaanbod in de oever. De broedvogels zijn in de broedperiode veelvuldig aanwezig in het projectgebied. Bij de niet-broedvogels zijn er soorten die gedurende de gehele monitoringsperiode van kort of incidenteel tot veelvuldig en structureel gebruik maken van de oever.

5.2 Methode

5.2.1 Metingen

In deze paragraaf volgt een beschrijving van de methodiek op hoofdlijnen. Voor de vogeltellingen zijn twee perioden te onderscheiden, te weten 1992-1995 en 1996-2001. De gegevens uit 1992-1994 zijn achteraf aangeschaft en de opdracht voor de metingen in 1995 is rechtstreeks door Directie Oost-Nederland verricht. Het RIZA heeft DON in deze periode geassisteerd bij de rapportages en de ontwikkeling van de methodiek. Vanaf 1996 is het meetprogramma volgens het projectplan (Simons *et al.*, 1996) van start gegaan. De uitgebreide beschrijving van de meetmethode is daar beschreven en komt ook aan bod in de jaarrapporten van de inventarisaties (Gerritsen, 1995, 1996, 1997 a&b, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002).

Van 1993 tot 1995 zijn jaarlijks voor de broedvogelinventarisatie tussen april en juli in de vroege ochtend 5 bezoeken afgelegd. Als gevolg van hoogwater en het onder water staan van de uiterwaarden konden in 1995 slechts 3 bezoeken worden gebracht. De niet-broedvogels werden vanaf oktober 1992 tot en met december 1995 minimaal één keer per maand geteld (frequentie tussen 2 en 7 keer)¹. In juni-september 1993 is niet gemeten omdat daar geen opdracht voor is gegeven en in december 1993 tot februari 1994, april 1994 en februari 1995 is niet gemeten vanwege de (extreem) hoge waterstand.

In de periode 1996-2001 is het aantal bezoeken voor de broedvogeltelling verhoogd tot 7 bezoeken conform de SOVON richtlijnen (van Dijk, 1993). Tijdens de broedvogeltellingen zijn gelijktijdig de aantallen niet-broedvogels geteld. Van juli tot oktober zijn de niet-broedvogels gemiddeld wekelijks geteld in de ochtend, middag of avond.

Noot

¹ september 1994 9 keer en in mei 1995 12 keer

5.2.2 Analyse en verwerking van gegevens

De broed- en voedselbiotopen van de aangetroffen vogelsoorten zijn ingedeeld naar Sierdsema (1995) en Schaminée en Jansen (1998) om een relatie te kunnen leggen tussen verandering in voorkomen van broedvogels en verandering van de vegetatie.

Bij de niet-broedvogels is voor presentatie van de gegevens gebruik gemaakt van de clustering van de vogels in voedselgroepen (Voslamber en van Winden, 1999). Dit is terug te vinden in de tabellen in bijlage 8. De meetgegevens zijn op twee manieren verwerkt. Voor de presentatie van de gegevens over de gehele periode van 1994 tot en met 2001 zijn per meetperiode de gemiddelden berekend over de maandmaxima (som maandmaxima/6 maanden) over de maanden mei tot en met oktober². Over deze periode is het aantal tellingen drie of meer per maand. Ze zijn daarmee bruikbaar voor een vergelijking van de perioden voor, tijdens en na de herinrichting. Door deze wijze van presenteren wordt een overzicht gegeven over maximale aantallen die gebruik maken van de oever voor, tijdens en na herinrichting. De gegevens laten niet zien of de vogels veelvuldig of incidenteel gebruik maken van de oeverzone.

Voor de tellingen vanaf 1996-2001 zijn vogeldagen per telseizoen berekend over de periode april-oktober³. Het aantal vogeldagen is berekend door middel van extrapolatie van de aantallen vogels tussen twee tellingen (de helft van het aantal dagen tussen telling 1 en 2 plus de helft van het aantal dagen tussen telling 2 en 3 vermenigvuldigd met het aantal vogels bij telling 2 etc.). Het aantal vogeldagen geeft een betrouwbaarder overzicht over de spreiding in de tijd en over de jaren. Van tellingen van 1994 en 1995 waren helaas geen gegevens per telling meer beschikbaar.

Bij de presentatie van de resultaten van de vogeltellingen wordt onderscheid gemaakt tussen jaren vóór de herinrichting (1993 en 1994) en jaren na de herinrichting (1996 tot en met 2001). In 1995 is de oever heringericht tussen de tweede helft van mei tot en met oktober. Ook gedurende deze periode zijn de vogels geteld maar was er sprake van enige verstoring. De vogelteller, de opzichter en de werklieden hebben samen getracht om zo veel mogelijk rekening te houden met de (broed)vogels bij de uitvoering van het werk.

De zeldzame en bedreigde vogels (de Rode Lijstsoorten, Osieck en Hustings, 1994) zijn aangegeven met een * achter de naam in de tabellen en figuren.

5.3 Resultaten en discussie

5.3.1 Broedvogels

In de onderzoeksperiode 1993-2001 hebben in totaal 35 vogelsoorten met zekerheid gebroed in de oever (bijlage 7). In de meeste jaren zijn er soorten die mogelijk hebben gebroed in de oever. Deze soorten zijn wel opgenomen in de bijlage maar niet in figuur 5.1 en 5.2. In de periode 1993 tot 2001 is het aantal soorten broedvogels vrijwel jaarlijks toegenomen. In 2001 is, met 23 soorten broedvogels, het hoogste aantal soorten broedvogels tot dusver geteld. Behalve het aantal soorten broedvogels is ook het aantal broedparen (territoria) tussen 1993 en 2001 vrijwel jaarlijks toegenomen. Over de gehele periode bekeken is ook het aantal paren verdubbeld.

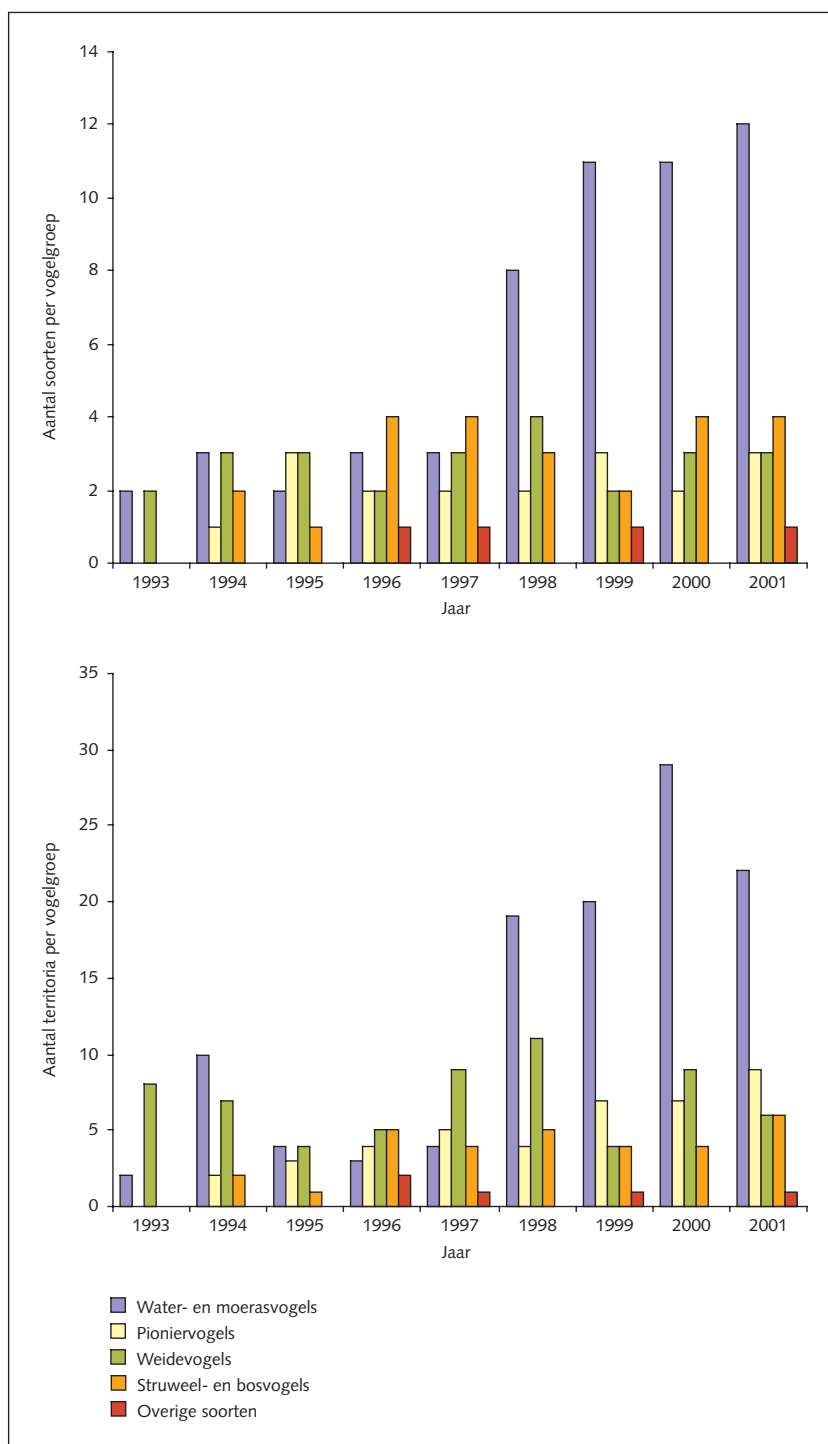
.....
Noot

² deze periode is gekozen omdat de april metingen voor 1994, 1995 en 2001 ontbraken

³ in april 2001 is niet geteld vanwege de hoge waterstanden

Figuur 5.1

(a) Het aantal soorten broedvogels per vogelgroep. De soorten zijn ingedeeld in ecologische vogelgroepen op basis van Sierdsema (1995) (b) het aantal broedvogel-territoria (paren) per vogelgroep. In 1993 en 1994 zijn 5, in 1995 3 en van 1996 tot 2001 zijn 7 telrondes gemaakt



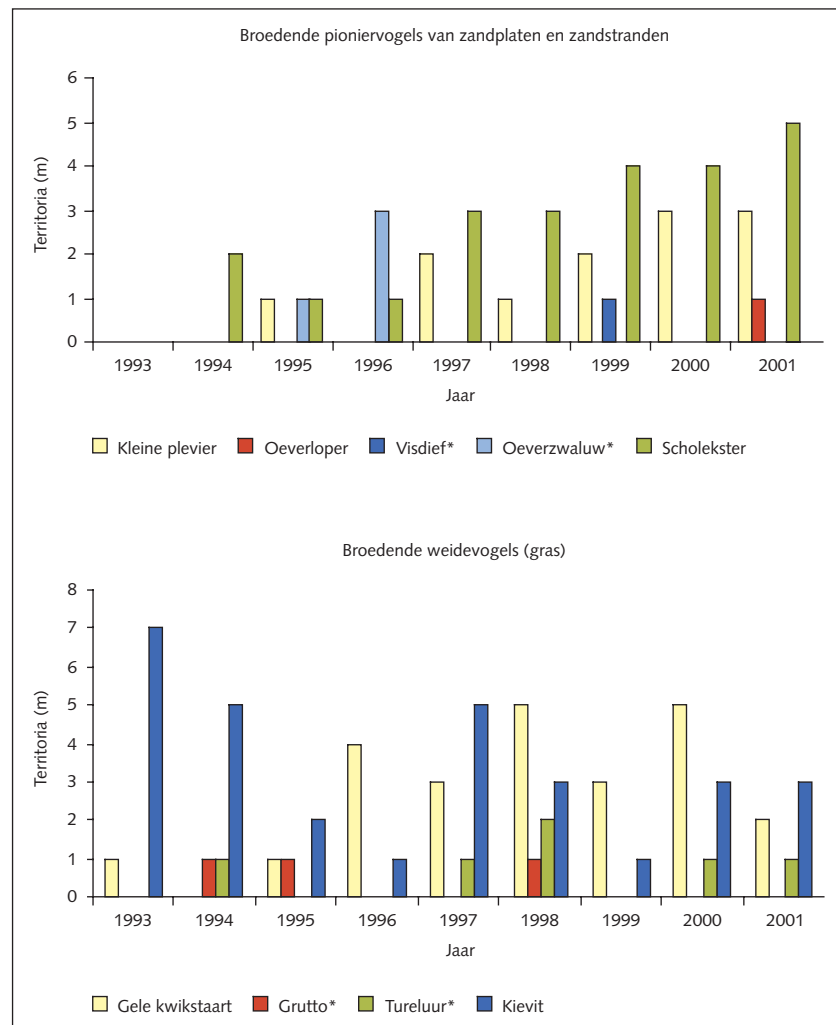
Een groot aantal soorten komt per jaar met één paar voor. Dit komt deels doordat het projectgebied van beperkte omvang is en een variatie aan biotopen kent. De draagkracht van het biotoop voor meerdere paren en (verschillende) soorten is daarmee beperkt. Hierdoor zijn de resultaten zeer gevoelig voor kleine veranderingen. De afname of toename met 1 paar kan het aantal soorten dat voorkomt sterk beïnvloeden. Sinds de aanleg is 75% van de soorten in minimaal twee jaren aangetroffen. Voor die soorten lijkt de oever een structureel broedbiotoop te zijn.

Vóór de herinrichting (1993 en 1994) bestond de broedvogelgemeenschap voornamelijk uit bodembroedende soorten die water, moeras of vochtige tot drassige graslanden prefereren als broedbiotoop (figuur 5.1a en b). Het belangrijkste biotoop was de laagte tussen oeverwal en zomerkade die na hoge afvoeren water bevat en vasthoudt. De Kievit was de meest algemene soort met respectievelijk 7 en 5 broedparen (bijlage 7). In 1994 waren Grutto, Tureluur en mogelijk ook Zomertaling met 1 broedpaar aanwezig. Deze drie soorten zijn in Nederland bedreigd, waarbij Grutto ook van internationale betekenis is (Osieck & Hustings, 1994).

Aan de forse toename van het aantal soorten broedende vogels en aantal broedparen vanaf 1996 dragen vooral de water- en moerasvogels bij. In mindere mate geldt dit ook de pioniervogels, vogels van struweel en bos en overige soorten (Witte kwikstaart).

Figuur 5.2

Aantal territoria aan broedende vogels per vogelsoort binnen twee vogelgroepen (a) pioniervogels en (b) weidevogels. De met een * aangegeven vogelsoorten zijn Rode Lijst soorten (Osieck en Hustings, 1994)



Pioniervogels

Deze vogelgroep heeft zandplaten en zandstranden als broedplaats. Het zijn soorten die het succes van de herinrichting laten zien. Ze zijn karakteristiek voor rivieroeveren die in hoge mate beïnvloed worden door erosie, sedimentatie en frequente overstroming (> 150 dagen per jaar). Voorafgaand aan de herinrichting ontbrak deze overgangzone tussen water en land in de oeverstrook van het projectgebied. De soorten die karakteristiek

zijn voor dit biotoop zijn Kleine plevier, Visdief, Oeverloper, Oeverzwaluw en Scholekster. Voorafgaand aan de herinrichting van de oever kwam alleen de Scholekster voor met maximaal 2 broedparen en ook na herinrichting is deze soort het meest talrijk; het aantal paren nam toe van 1 in 1996 tot 5 in 2001 (figuur 5.2a). Na de herinrichting zijn alle vijf de soorten aangetroffen. Visdief (een bedreigde soort in Nederland) en Oeverloper hebben beide zeker eenmaal gebroed in de oever. Visdief heeft mogelijk ook in 3 andere jaren gebroed. In 1996 broedden er 3 tot 9 paar Oeverzwaluwen in de steilrand die meteen na verwijdering van de harde oeververdediging is ontstaan. Inmiddels is het oppervlak aan steilranden in hoogte afgenomen en daarmee is ook het broedbiotoop voor Oeverzwaluw verdwenen. Kleine plevier broedt sinds 1997 ieder jaar op de zandstrandjes en het aantal paren is toegenomen tot 3 in 2000 en 2001. Pioniervogels zijn opportunisten en profiteren vaak meteen van geschikt biotoop. In 1995, tijdens de herinrichting broedde er één paar Oeverzwaluwen in het gronddepot en één paar Kleine Plevier op een zandige rijbaan van het materieel.

Water- en moerasvogels

Vóór herinrichting broedden er 2 (1993) en 3 (1994) soorten uit deze groep. Vanaf 1996 tot 2001 nam het aantal soorten per jaar toe van 3 tot 12. Een forse toename aan soorten en paren binnen deze vogelgroep vindt plaats vanaf 1998. De toename van soorten en territoria wordt vooral bepaald door de ganzen, eenden en Meerkoet (bijlage 7). Wilde eend en Meerkoet zijn de meest talrijke inheemse soorten. Deze soorten stellen relatief weinig eisen en komen algemeen voor in Nederland.

Vanaf 1998 zijn jaarlijks 2 tot 3 soorten (alle 1 paar) geteld van water- en moerasvogels die kenmerkend zijn voor kleinschalig ondiep water. Deze groep, met Krakeend, Slobeend en de bedreigde Zomertaling als vertegenwoordigers, is (vrij) kieskeurig.

In 1993 broedde er 1 en vanaf 1997 broedden er jaarlijks 2 tot 4 soorten verwilderde tamme of exotische ganzensoorten, waarvan de "Soepgans" verreweg de talrijkste is (8 paar zowel in 2000 als 2001).

Alle broedende water- en moerasvogels profiteren van de natte strook tussen de zomerkade en de oeverwal. Ze zijn hierdoor afhankelijk van het optreden van hogere waterstanden in de rivier voorafgaand aan het broedseizoen. Bij hogere waterstanden stroomt het water over de oeverwal de laagte in en stagneert daar. In 1996 en 1997 was de waterstand voorafgaand aan en tijdens het broedseizoen laag (figuur 2.5), waardoor ook het aantal soorten en territoria laag waren.

Weidevogels

Het aantal vogelsoorten (2 tot 4) van natte tot droge graslanden is stabiel tussen 1993 en 2001 (figuur 5.1). Vóór de herinrichting van de oever was de Kievit dominant (5 tot 7 paren) (figuur 5.2b). Na herinrichting komt ook de Gele kwikstaart met 2 tot 5 paar algemeen voor en lijkt het aantal paren Kievit af te nemen (1 tot 5 paar). Kievit broedt vooral in kort begraasde graslanden en akkers. Gele kwikstaart is een soort die profiteert van de begrazing door paarden in een lage intensiteit en de daardoor toegenomen structuur én het aantal insecten als voedselbron. Het aantal paren van Grutto en Tureluur is laag tussen 1993 en 2001 en zijn daardoor bepalend voor de fluctuaties bij deze vogelgroep. Beide soorten zijn vogels van vochtige tot drassige graslanden. De hoge, structuurrijke ruigtevegetatie kan een verklaring zijn voor het lage aantal broedparen Grutto en Tureluur in 1996 en 1997.

Struweel- en bosvogels

Na herinrichting is het aantal vogels van struweel en bos licht toegenomen. Rietgors, Bosrietzanger en Houtduif komen sinds 1996 in meerdere jaren voor (bijlage 7). De toename van deze vogelgroep is waarschijnlijk gekoppeld aan de toegenomen vegetatiestructuur (paragraaf 4.3.1) en de gunstige voedselsituatie (zaadproductie en insecten in de ontstane ruigte). De soorten broeden vooral in de oudere struwelen die al voor de herinrichting van de oever aanwezig waren. De in paragraaf 4.3.1 geconstateerde vestiging van struiken en bomen heeft nog geen invloed op deze vogelgroep.

Broedvogels in breder perspectief

Het samenspel van hydraulische en morfologische processen hebben direct na het verwijderen van de oeversverdediging al gezorgd voor steilranden en de toename van het oppervlak aan zandstrandjes (paragraaf 4.3.1). Dit heeft vanaf 1996 direct voor een toename van het aantal pioniervogels gezorgd. Uit tabel 5.1 is af te lezen dat de oeverzone van het Engelsche Werk ten opzichte van de IJsseldelta tussen Deventer en Kampen (Hazelhorst en Heinen, 2001) een belangrijke rol spelen voor Kleine plevier en Oeverloper. De 7,5 hectaren van het Engelsche Werk vormt 1% van de oppervlakte van de IJsseldelta (1.154,5 hectaren). De oeverstrook is nog geen kilometer lang. Als de een kwart van de 219 kilometer aan IJsseloever (Verheij en Huyskens, 1993) op vergelijkbare wijze zouden worden ingericht zou dit voor populaties van de soorten uit deze vogelgroep van grote betekenis zijn. Ook op de in 1992 nog kale, net aangelegde natuurvriendelijke oever aan de IJssel bij de Zande is in 1992 een nest met eitjes van Kleine plevier waargenomen (med. Simons). Langs de Waal broedt 40% van de Kleine plevier populatie op de rivierstranden en de oeverzone. De Kleine plevier en Visdief broeden daar met 1-3 paren per kilometerhok (SOVON, 2002). SOVON (2002) schat het jaarlijkse aantal broedparen van Oeverloper in op 5-10 in de periode 1998-2000 voor geheel Nederland! De soort lijkt toe te nemen, met de grote rivieren als belangrijkste biotoop. Veel soorten uit deze vogelgroep zijn erg gevoelig voor verstoring, waardoor nesten gemakkelijk over het hoofd gezien kunnen worden.

Het aantal van Slobeend, Zomertaling, Krakeend en Grauwe gans, soorten van kleinschalige moerassen, is aanzienlijk gezien het geringe oppervlak van dit biotoop in de oever. De toename van Slobeend en de beschermde Zomertaling langs de IJssel is opmerkelijk gezien de dalende trend voor Nederland. Voor zowel Krakeend als Grauwe gans geldt dat het aantal broedparen langs de grote rivieren toeneemt (Sovon, 2002) en dit geldt ook voor de IJssel tussen Deventer en Kampen (Hazelhorst en Heinen, 2001). Ook het feit dat de beschermde weidevogels als Grutto en Tureluur hebben gebroed bij het Engelsche werk is verheugend. De ontwikkeling van de situatie voor de Grutto is onduidelijk doordat de soort met maximaal 1 broedpaar per jaar gesignaleerd is vanaf 1993-1998. De soort heeft in 1998 voor het laatst gebroed in de oever. De trend voor de Grutto is voor de IJssel net als voor Nederland fors dalend. Het is opmerkelijk dat het aantal broedende Tureluurs langs de IJssel toeneemt, terwijl de soort landelijk gezien in aantal afneemt. Natuurontwikkeling in de uiterwaarden lijkt voor de Grutto door de toename van ruigten ten koste van grasland niet gunstig. Het aantal broedparen in de Duursche Waarden is in de eerste jaren na herinrichting afgenomen van 13-16 paren voor herinrichting tot 2-4 (Gerritse, 1994). Uiterwaarden en oevers zijn voor Grutto en Tureluur niet het voorkeursbiotoop en voor Slobeend en Zomertaling niet het enige biotoop. Het zijn uitwijkplaatsen die steeds belangrijker zijn geworden door de afname van voorheen belangrijke natte graslanden (onder andere veenweidegebieden) en kleinschalige moerasgebieden binnendijs in Nederland.

Tabel 5.1 Het belang van oever van het Engelsche Werk in relatie tot de broedvogel-gemeenschap van de IJsseluiterswaarden tussen Deventer en Kampen (Hazelhorst en Heinen, 2001) en de landelijke trend (SOVON, 2002) waarbij - daling; 0 stabiel; + toename.		IJssel N ¹	IJssel N ¹	Engelsche Werk N (gemiddelde) (% t.o.v. IJssel '96-'98)	Engelsche Werk N (gemiddelde) (% t.o.v. IJssel '96-'98)	Landelijke Trend ²
		1985-1987	1996-1998	1996-1998	1999-2001	
<i>Pioniervogels</i>						
(1) aantal voor één teljaar in de aan-gegeven periode;	Kleine plevier	2	14	1 (7%)	2,67 (19%)	0
(2) vergelijking tussen de periodes 1973-1977 en 1998-2000;	Oeverloper	0	1	0	0,33 (33%)	+
(3) trend voor grasland;	Visdief*	3	10	0	0,33 (3%)	+
(4) langs rivieren minder daling	Oeverzwaluw	3	24	1 (4%)	0	+
	Scholekster	87	163	2,33 (1%)	4,33 (3%)	0 ³
<i>Moerasvogels</i>						
	Slobeend	59	93	0,33 (<1%)	1 (1%)	-
	Zomertaling*	8	40	0,33 (1%)	0,67 (2%)	-
	Krakeend	2	8	0	0,67 (8%)	+
	Gauwe gans	0	49	0	0,33 (1%)	+
<i>Weidevogels</i>						
	Grutto*	399	279	0,33 (<1%)	0	-
	Tureluur*	74	208	1 (<1%)	0,67 (<1%)	- ⁴
	Gele Kwikstaart	31	224	4 (2%)	3,33 (1%)	0
	Kievit	478	480	3 (1%)	2,33 (<1%)	0

Succes als gevolg van aanleg of beheer?

De toename en de samenstelling van de broedvogelbevolking is een gevolg van de diversiteit en het oppervlak aan broedbiotopen en de beperkte verstoring door mensen. Zowel de herinrichting als de begrazing hebben bijgedragen aan de ontwikkeling en vorming van de biotopen. De aanleg van de kribben en de verwijdering van de breukstenen op de oever heeft met name invloed gehad op de ontwikkeling van het aantal pioniervogels. Voor de andere vogelgroepen is de ontwikkeling van de structuur van de vegetatie en de aanwezigheid van verschillende vegetatietypen van belang. Dit is een gevolg van de overstromingsfrequentie en -duur, de erosie en sedimentatie en vooral de begrazing door paarden sinds 1993 en de Gauwe gans sinds 2001. De verstoring door mensen bij de herinrichting en de metingen is zoveel mogelijk voorkomen door de activiteiten niet of zo min mogelijk in het broedseizoen te plannen. Vooral op zonnige dagen in het broedseizoen wordt het aanlegverbod genegeerd door recreanten. Dit heeft vrijwel zeker geleid tot een lager of negatief broedsucces van verstoring gevoelige vogels zoals Kleine plevier (med. G. Gerritsen).

5.3.2 Niet-broedvogels

De aangetroffen aantallen van de niet-broedvogels zijn gecomprimeerd tot gemiddelden over de maxima per maand voor 1994-2001 (bijlage 8a, gegevens mei-oktober) en in vogeldagen voor de periode 1996-2001 (bijlage 8b, gegevens van april-oktober), zie paragraaf 5.2. De indeling van de soorten in de voedselgroepen is in deze tabellen te zien. Een clustering in vogelgroepen geeft inzicht in verschuivingen op hoofdlijnen binnen de vogelgemeenschap. Voor veel vogelsoorten vervult de oeverstrook (ook) andere rollen zoals rust- of overnachtinggebied. Belangrijke andere functies voor karakteristieke of dominante soorten worden specifiek genoemd bij de beschrijving van de vogelgroepen.

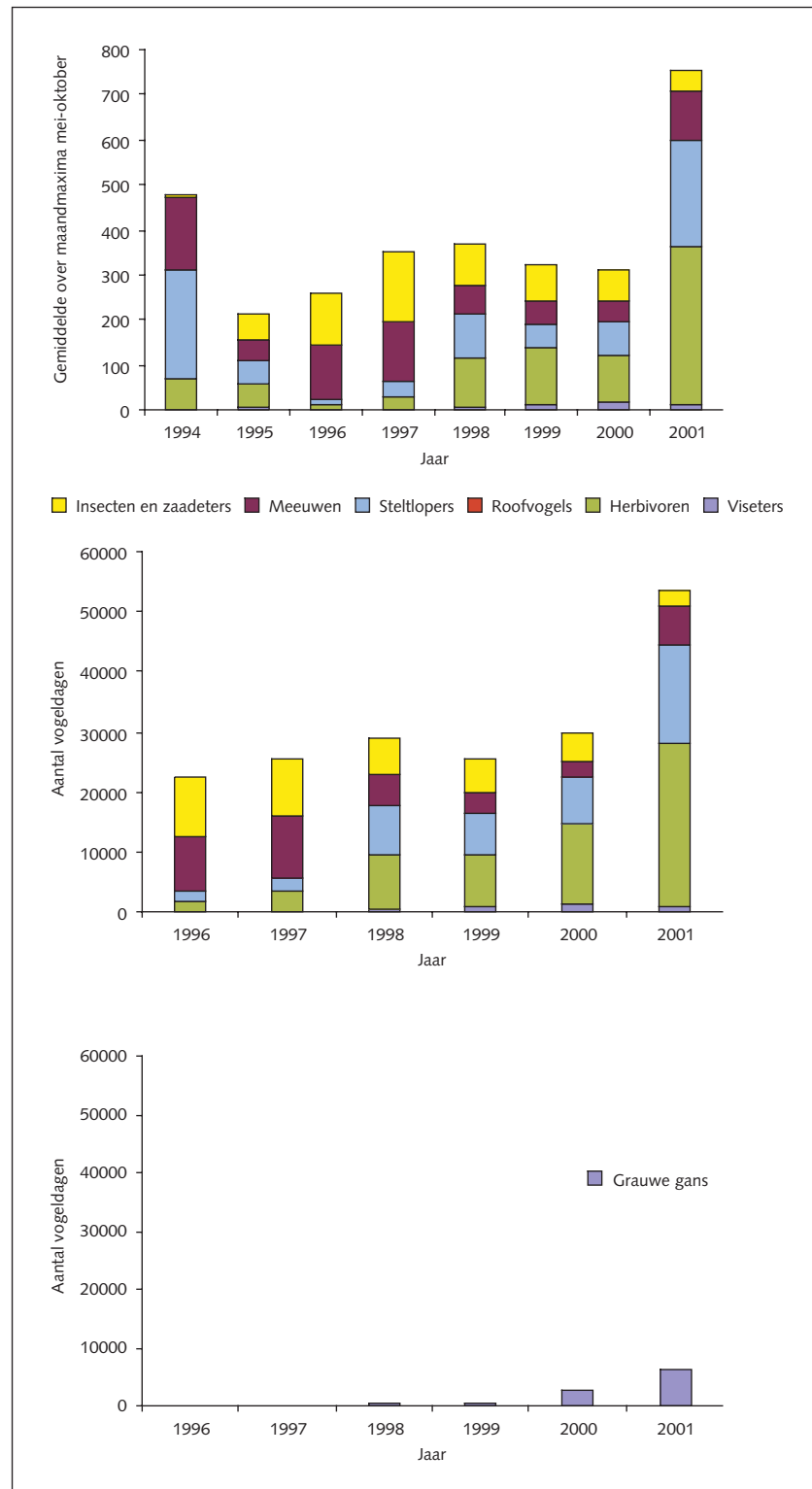
Van 1994 tot en met 2001 is de soortenrijkdom van de niet-broedvogels in het Engelsche Werk ieder jaar toegenomen van 34 soorten in 1994 tot 80 soorten in 2001 gedurende de maanden mei tot en met oktober (bijlage 8a). In de periode na herinrichting is het aantal vogelsoorten toegenomen van 48/53 in 1996 naar 80/81 in 2001 (respectievelijk bijlage 8a en 8b). De

toevoeging van de maand april in de tabel met vogeldagen zorgt voor het verschil in het aantal soorten.

De samenstelling van de vogelgroepen is tussen 1996 en 2001 veranderd (figuur 5.3a). In 1996 zijn de insecten- en zaadeters (o.a. zangvogels, zwaluwen, bosvogels) en omnivoren (meeuwen) dominant. In 2001 waren de herbivoren (o.a. eenden en ganzen) en steltlopers dominant.

Figuur 5.3

De ontwikkeling in het aantal niet-broedvogels per vogelgroep na herinrichting. De indeling is in voedselgroepen en gepresenteerd in (a) gemiddelden over de maandmaxima (b) aantal vogeldagen. (c) De ontwikkeling van Grauwe gans, een herbivoor, in aantal vogeldagen



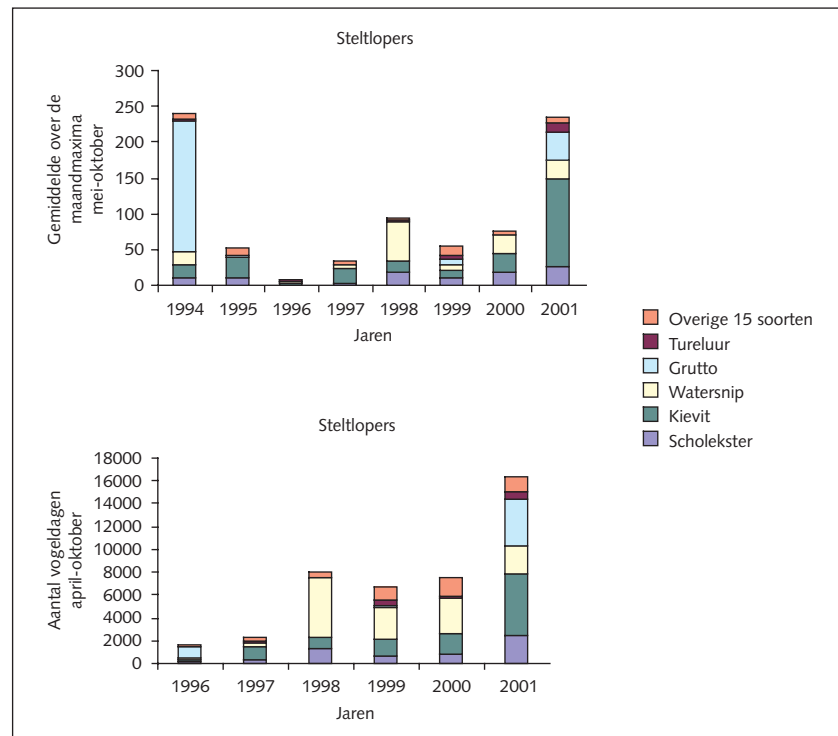
Na herinrichting is het aantal vogeldagen toegenomen. Vooral het aandeel herbivoren neemt toe van 8% in 1996 naar 51% in 2001. De Grauwe gans, een herbivoor, was bepalend voor de forse toename tussen 2000 en 2001 (figuur 5.3b). In 2001 was het aandeel van deze soort 12% van het totaal aantal vogeldagen. Ook het aandeel steltlopers nam na herinrichting toe van respectievelijk 7% in 1996 naar 31% in 2001. In 1996 en 1997 was het aantal en aandeel aan insekten- en zaadeters en omnivoren opvallend hoog respectievelijk 45% en 40% in 1996 en 37% en 41% in 1997. In alle jaren is het aandeel roofvogels en viseters laag.

Steltlopers

Voor de ontwikkeling van de oeverzone van het Engelsche Werk zijn de steltlopers belangrijk. Ze eten macro-evertebraten (dieren > 1mm), die zich in en op de bodem van de zandstrandjes, modderige slikken, tussen de stenen van de kribben en in de moerassige laagte bevindt. Deze delen van de oeverzone vormen samen met de natte en vochtige graslanden en ruigten ook het rustbiotoop. Als 1994 en 2001 worden vergeleken dan is het verschil in het aantal vogels niet groot (figuur 5.4a). De samenstelling van vogelsoorten die deze vogelgroep bepalen is wel veranderd (figuren 5.4a en 5.4b). In 1994 valt vooral het grote aantal Grutto's op. Deze soort overnachtte in grote groepen (270 en 807 exemplaren) in de oeverzone in de maanden juni en juli. In 2001 was deze soort, na een aantal jaren van lage aantallen, weer substantieel aanwezig (108 en 128 in de maanden juni en juli). Het hoge aantal in 2001 werd mede bepaald door Kievit. Gedurende de gehele periode speelde de oever een belangrijke rol voor foeragerende en rustende Watersnippen en Kieviten (figuur 5.4b). Voor Scholekster en Regenwulp was de oeverzone een nachtrustplaats (de hoge aantallen zijn afkomstig uit de avondtellingen). Voor Tureluur (voedsel, rust), Kemphaan (voedsel) en Regenwulp (nachtrustplaats) is de oever sinds 1999 belangrijk geworden. Oeverlopers foerageerden in kleine groepen in de oeverzone in mei, juli en augustus in 1994 en 1995 en sinds 1997. Vanaf 1999 is Kleine plevier veelvuldig in kleine groepen aangetroffen in juni, juli en augustus.

Figuur 5.4

De ontwikkeling bij de steltlopers (a) gemiddelde over de maandmaxima van mei tot en met oktober 1994-2001 (b) aantal vogeldagen van april-oktober 1996-2001



Veel steltlopers komen het liefst voor in lagere vegetaties. Dat geldt in ieder geval voor Kievit en Grutto. In 1996 en 1997 is de vegetatie nog in een pionierstadium en relatief hoog en ruig. Daarna is de vegetatie overwegend lager dan 0,5 meter (paragraaf 4.3). Dit zou een deel van de verklaring voor de lagere aantallen in 1996 en 1997 kunnen zijn. Daarnaast zijn zowel het biotoop als de beschikbaarheid van het voedsel voor deze soortgroep afhankelijk van de waterstand. De waterstand is bepalend voor het vochtgehalte, en daarmee de beschikbaarheid van voedsel, in de zandstrandjes en -waaiers en in de laagte tussen oeverwal en zomerkade. Ten opzichte van de afvoerreeks 1901-2000 (van Vuuren, 2001) waren 1993, 1996, 1997 relatief droge jaren, 1994, 1995, 1999, 2000 en 2001 relatief natte jaren en 1998 een gemiddeld jaar. Het aantal soorten en het aantal individuen is lager in 1996 en 1997, de droge jaren. Het aantal vogeldagen en het gemiddelde over de maandmaxima is hoger in de nattere jaren. De piek in 2001 heeft ook te maken met de grote hoeveelheid neerslag in september en de inundatie van de laagte (figuur 2.5). Hierdoor was er weer voedsel beschikbaar voor deze vogelgroep in de slikkige laagte tussen oeverwal en zomerkade. De nattere jaren zijn ook gunstig voor de herbivoren (planteneters) zoals eenden en ganzen. De beschikbaarheid van water om te drinken verhoogt de verteringssnelheid van het plantenmateriaal, en ondiep water en een natte tot vochtige bodem maakt dat een aantal plantendelen zoals wortels en jonge scheuten in hogere mate beschikbaar zijn (Poot & Bergh, 1998).

Herbivoren

De planteneters, met name ganzen en soorten als Wintertaling en Wilde eend, zijn na de herinrichting fors toegenomen in aantal soorten en aantal individuen. Ze zijn vooral na 1997 talrijker geworden (figuur 5.3, bijlage 9 figuur a en b). Dit is waarschijnlijk het gevolg van de nattere jaren met veel plas- drassituaties in combinatie met voedsel en rust. Vooral de forse toename van de Grauwe gans valt op. In 2000 en 2001 foerageerden ze vooral in augustus-oktober in de moerassige laagte. Gerritsen (2002) stelt: "Door de vraat van Grauwe gans op moerasplanten werden de slikken groter en door het voortdurend getrap en gewoel alsmaar slikkiger. Hierdoor ontstond een ideaal foerageerbiotoop voor Kieviten, Grutto's, Tureluurs en Watersnippen (...) en Wintertaling". Grauwe gans is hierdoor, naast de paarden (paragraaf 4.3), een sleutelsoort in de ontwikkeling van de moerassige vegetatie geworden.

Tussen 1996 en 2001 valt naast het enorme aantal aan Grauwe ganzen, ook het grote aantal exoten (ganzen en eenden) en Wilde Eend op. Ook in Meinerswijk bij Arnhem wordt melding gemaakt van relatief grote aantallen exoten (Klaassen & Erhart, 2000). De nabijheid van een stad met waterrijke parken, respectievelijk Zwolle en Arnhem, kan hiervoor een verklaring zijn. In 2001 is ook het aandeel Smient en Wintertaling aanzienlijk. Het aantal Smienten is tussen 1996 en 2000 afgenomen, maar in 2001 weer hoog. Deze soort graasde net als Grauwe gans in de moerassige vegetatie. Voor Smient is de combinatie met lage vegetaties, zoals deze voorkwam in de benedenstroomse kribvakken, essentieel (paragraaf 4.3).

Meeuwen en sterns

In 1996 en 1996, direct na herinrichting van de oever, zijn de meeuwen en sterns net als in 1994 nadrukkelijk aanwezig (figuur 5.3). Kokmeeuw is dominant aanwezig en in 1995 en 1996 is ook Zilvermeeuw in aanzienlijke aantallen aangetroffen. Kok- en Zilvermeeuwen rusten in groepen soms in de oeverzone. Normaal overnachten ze op de plas in de aangrenzende uiterwaard. Visdief en Zwarte Stern (Rode Lijstsoorten) komen in lage

aantallen voor (bijlage 8a). Visdief is in 1994, 1995, 1998, 1999 en 2001 vooral in de broedtijd aanwezig. In 1999 is het broeden van Visdief in de oever met zekerheid vastgesteld. Ook Zwarte stern is in de broedtijd aangetroffen. De soort broedde tussen 1996 en 2000 op aangelegde vlotjes in de aangrenzende uiterwaardplas en bij Zalk en Oldeneel (med. G. Gerritsen).

Insekt- en zaadeters

Na een opleving in de eerste jaren na herinrichting van de oever is het aantal in 2001 relatief laag. Deze groep soorten wordt in aantal gedomineerd door de Spreeuwen, die tussen 1996 en 2000 in grote getale aanwezig zijn met een piek in 1997. Ook het aantal zaadeters (met een positieve uitschieter in 1996), zwaluwen en piepers en kwikstaarten bepalen de mate van voorkomen van deze groep vogels.

In 1996 en 1997 zijn de Reukeloze kamillezaad etende Ringmussen en Rietgors opvallend (bijlage 9 figuur c en d). Deze soorten hebben zich in die jaren tegoed gedaan aan de grote hoeveelheid zaden van de dominant aanwezige Reukeloze kamille in de structuurrijke ruigte (paragraaf 4.3). In de jaren daarna is de oppervlakte van dit vegetatietype afgenomen van meer dan 55 % naar circa 10 %. De zuringzaad etende Kneu en de distelzaad etende Putter volgen ook de ontwikkeling van desbetreffende plantensoorten in de vegetatie.

De zwaluwen volgen ook in hoge mate de ontwikkeling in de vegetatie. In 1995 is de Huiszwaluw dominant. Deze soort verzamelde klei voor het bouwen van nesten in de kale vlaktes tijdens de herinrichting van de oever. Vanaf 1998 zijn de insectenetende Boerenzwaluw en Gierzwaluw foeragerend aangetroffen boven de natte tot vochtige laagte tussen oeverwal en zomerkade en de kribvakken.

Vanaf 1995 zijn insectenetende piepers en kwikstaarten te vinden in de oeverzone. De Gele en Witte kwikstaart en vanaf 1996 ook Graspieper zijn dominant aanwezig. De Gele- en Witte kwikstaart zijn beiden ook broedvogels in de oever. Gele kwikstaart is vooral gebonden aan de insecten die voorkomen in de grazige ruigte en op de mest van de paarden. Witte kwikstaart zoekt insecten in de kribvakken tussen en rondom de stenen van de kribben en in de laagte. Graspiepers zoeken insecten in de natte tot vochtige laagte tussen oeverwal en zomerkade.

Relatie tussen natuur in de oever, uiterwaard en de binnendijkse natuur

Een aantal soortgroepen profiteert van de aanwezigheid van de natuur in de aangrenzende uiterwaard (tussen zomerkade en dijk). De grote ondiepe waterplas is van belang voor watervogels, meeuwen en sterns. Het tot ontwikkeling komende struweel en ooibos op de oever van de plas achter de zomerkade en aan de zuidzijde kan effecten hebben op de broedende en foeragerende zangvogels die gekoppeld zijn aan struweel en bos. Roek, Kauw en Blauwe reiger broeden in het binnendijks gelegen park Engelsche Werk. Juveniele Blauwe reigers komen op vis foerageren in de laagte na overstroming. Roofvogels als Sperwer, Buizerd, Torenvalk en Boomvalk foerageren soms in de oever. Ze broeden in het zeer nabijgelegen binnendijkse park Engelsche Werk en het landgoed Schellenberg (mond. Med. G. Gerritsen).

Succes als gevolg van aanleg of beheer?

De toename aan en de samenstelling van de niet-broedvogels is het gevolg van de diversiteit en het oppervlak aan biotopen en de beperkte verstoring door mensen. Zowel de herinrichting als de begrazing hebben

bijgedragen aan de ontwikkeling en vorming van de biotopen. De aanleg van de kribben en de verwijdering van de breukstenen op de oever heeft invloed gehad op de ontwikkeling van een deel van de steltlopers. Voor alle vogelgroepen is de ontwikkeling van de structuur van de vegetatie en de aanwezigheid van verschillende vegetatietypen van belang. Dit is een gevolg van de overstromingsfrequentie en -duur, de erosie en sedimentatie en vooral de begrazing door paarden sinds 1993 en de Grauwe gans sinds 2001. De verstoring door de mensen is voor niet-broedvogels kortstondig en tijdelijk. De vogels zijn buiten het broedseizoen mobieler, zeker als er andere rust-, voedsel- of vluchtplaatsen beschikbaar zijn in de directe omgeving.

6 Synthese, conclusies en aanbevelingen

6.1 Relaties tussen ecologie, morfologie, hydraulica, beheer en recreatie

In deze paragraaf zullen de relaties tussen ecologie, morfologie, hydraulica, beheer en recreatie aan bod komen. De in hoofdstuk 2 genoemde gewenste en ongewenste ontwikkelingen en de hypothesen die leidend waren voor het meet- en evaluatieprogramma zullen de revue passeren.

Ruimte voor processen en herstel van oeverbiotopen

Het doel van de herinrichting was het herstel van karakteristieke rivieroeverbiotopen door verwijdering van de oeeververdediging. De voor rivieren karakteristieke variaties in waterstanden, stroming en de hiermee samenhangende erosie- en sedimentatieprocessen kregen op deze wijze de ruimte om de oever vorm te geven. Na het verwijderen van de oeeververdediging braken golven niet meer op de breukstenen oeeververdediging maar op de zandige oever en de kribben. Hierdoor werd een groter deel van de oever door de morfodynamiek beïnvloed dan voorafgaand aan de herinrichting. Dit proces heeft een heel eigen ecologische waarde en dit was de opzet van de herinrichting van de oever. Als gevolg van de hoge morfologische en hydraulische dynamiek zijn sinds 1995 wisselende standplaatsen en habitats ontstaan (foto 2, 3, 5, 6, 7, 8 bijlage 2). Hiervan hebben telkens weer andere planten, vogels en andere dieren geprofiteerd.

In 2001 is de oppervlakte van de zones ondiep water en zandstrand ruimschoots verdubbeld, van 0,5 hectaren in 1994 naar 1,3 hectaren in 2001. Dit is te zien in de samengestelde oeverprofielen per kribvak in figuur 3.5 en bij vergelijking van de bodemhoogtekaarten van 1994 en 2001 voor de zone tussen -0,5 tot +0,6 NAP (geel en oranje, Bolwidt, 2003). Het aandeel zandstrand met pioniervegetatie is tussen 1994 en 2001 met ruim 10% toegenomen tot 15,4% (1,2 hectaren) (paragraaf 4.3.1). De verwachting is dat het oppervlak aan ondiep water en zandstrand bij het Engelsche Werk in de toekomst nog iets groter zal worden (figuur 3.11).

Een geleidelijke overgang van ondiep water via zandstrand naar frequent tot periodiek overstroomde biotopen is ecologisch waardevol (Molen *et al.*, 2000; Lorenz, 2001) en zeer karakteristiek voor laaglandrivieren, maar voor de IJssel uitzonderlijk. Langs de IJssel bedroeg het totale oppervlakte aan natuurlijke oever in 1995 slechts 30 hectaren (Postma *et al.* 1996). De circa 7,5 hectaren van de oever van het Engelsche Werk dragen daar in volle omvang aan bij.

Ontwikkeling van een geleidelijk oplopend kribvaktalud?

De erosie- en sedimentatieprocessen in de kribvakken hebben in 2001 nog geen dynamisch evenwicht bereikt. Sinds de verwijdering van de oeeververdediging is de oever ter hoogte van de waterlijn (bovenwatertalud) onderhevig geweest aan erosie. De achteruitgang van het bovenwatertalud bedraagt 3,5 m/jaar vlak na de herinrichting en is afgenomen tot 1,3 m/jaar in de periode 2000-2001 (figuur 3.7 en 3.8). De verwachting is dat deze snelheid verder af zal nemen totdat een dynamisch evenwicht is bereikt.

Verheij & Huyskens (1993) hebben een oeverslag van 0,25 tot 1,0 m/jaar berekend voor een onverdedigde oever. Deze waarde geldt voor een oever die al geruime tijd geheel onverdedigd is, en dus ook geen kribben heeft. Dit is niet van toepassing voor een situatie vlak na een herinrichting zoals bij het Engelsche Werk. Het terugschrijden van de vegetatiegrens is te zien in figuur 4.1, 4.2 en foto 5 bijlage 2). De mate van achteruitgang van de vegetatiegrens en de erosie van het bovenwatertalud (figuur 4.2, 4.1 en 3.8) komen grotendeels overeen. Invloed van de vegetatie op de erosie van de oever is niet waargenomen.

Direct na de aanleg ontstonden zoals verwacht steilranden, waarin in 1996 zelfs Oeverwaluwen gebroed hebben. In april 1997 waren ze gemiddeld 0,6 meter hoog. In 2001 is in het midden van een aantal kribvakken nog steeds een steilrand aanwezig, dankzij de aanwezigheid van erosiebestendige kleibanken (foto 5 bijlage 2). Hierdoor is niet overal sprake van een geleidelijke overgang van water naar land (foto 6, 8). De aanwezigheid van de steilrand maakt dat de overstroming van de oeverzone abrupt verloopt, maar veel minder abrupt dan in de situatie vóór de herinrichting in 1995. In februari 2003 is de steilrand gemiddeld 0,06 meter (tabel 3.2). Dit is absoluut geen ongewenste ecologische situatie. Het is een gevolg van het besluit om de oever na verwijdering van de oeversverdediging bloot te stellen aan de huidige morfologische en hydraulische processen en niet grotendeels vorm te geven door actief menselijk ingrijpen. De verwachting is dat er een steeds geleidelijkere overgang van water naar land in de kribvakken zal ontstaan.

De kribben bij het Engelsche Werk zijn aangelegd met de verwachting dat het talud in het kribvak een helling van 1 op 10 zou ontwikkelen. Als de kribben verlengd zouden zijn tot aan de zomerkade, dan zou dit ten koste zijn gegaan van het oppervlak aan moerassige vegetatie en de natuurlijke ontwikkeling van deze zone in de oever. Mede hierdoor is gekozen voor kribben met een talud van 1 op 10 (Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1994a). Aan de hand van de ontwikkeling van de profielen, blijkt dat zich over het algemeen flauwe (1 op 20) tot zeer flauwe taluds (1 op 25 tot 1 op 30) aan het ontwikkelen zijn. Uitgaande van een erosiesnelheid van 1 meter per jaar over 20 meter (figuren 3.9 en 3.11) zou dat 20 jaren kunnen duren. De zeer flauwe taluds zijn in 2001 alleen aanwezig bij profielen die direct stroomopwaarts van de kribben liggen. Op deze locaties concentreerde de golfaanval op de oever zich, waardoor hier relatief veel erosie plaats gevonden heeft (foto 8 en 9 bijlage 2).

Het is mogelijk dat bij doorgaande erosie de laagte tussen de oeverwal en de zomerkade bij gemiddelde waterstanden in directe verbinding met de rivier komt te staan. Bij een enkele krib lopen de scheepsgolven zo ver op dat rivierwater in de laagte tussen de oeverwal en zomerkade loopt (foto 9 bijlage 2). Tussen 1996 en 2001 heeft zich hier lokaal zand afgezet (figuur 3.3). Ook op basis van veldwaarnemingen lijkt opvulling plaats te vinden. De opvulling in combinatie met de aanleg van de kribben maakte dat in 2001 het percentage moerassige vegetatie ten opzichte van 1994 is afgenomen. Dit had geen effect op het aantal broedvogels (water- en moerasvogels) en niet-broedvogels (herbivoren en steltlopers) die profiteren van deze zone in de oever. Deze vogelsoorten uit deze vogelgroepen waren in 2001 in aantal toegenomen.

Het is onduidelijk of de erosie in de kribvakken op de langere termijn zal leiden tot een karakteristieke concave kribvakvorm zoals voorkomt langs de Waal. In juli 2001 was de oever tussen de kribben nog convex, omdat de oever bij de kribben verder is teruggeschreden dan tussen de kribben. Dit is precies het tegenovergestelde van de verwachte kribvakvorm. Waarschijnlijk

zal de huidige vorm van de oever nog lang blijven bestaan, maar mogelijk ontwikkelt zich na verloop van tijd een concave oever. De kribvakken die voor de herinrichting alleen met kribben verdedigd waren hadden ook het typische concave vorm (figuur 2.1). Het talud van deze kribvakken was toen naar schatting 1:15 (spreiding 1:10-1:30) met een klein steilrandje. In de foto's van figuur 2.1 lijkt de overgang van land naar water in deze kribvakken in 1970 en 1991 op vergelijkbare wijze te verlopen.

Leidt de erosie tot functieverlies van de kribben?

De verwachting is dat de erosie nog door zal gaan totdat het talud in een evenwichtsprofiel komt (figuur 3.11). De snelheid waarmee dit gebeurt zal lager zijn dan de terugschrijdingsnelheid tijdens de eerste jaren na de herinrichting. Momenteel is de terugschrijdingsnelheid van de top van het talud 1,3 meter per jaar (figuur 3.11). Door de terugschrijving van de top van het profiel zal het flauwe talud dat zich nu gedeeltelijk onder water heeft ontwikkeld, zich verder boven water voortzetten. Dit proces kan er bij alle kribben (met uitzondering van krib 979.420) voor zorgen dat ze achterloops raken. Bij een veldbezoek in februari 2003 is geconstateerd dat bij scheepspassage water achter een aantal kribben stroomt (foto 10, bijlage 2) Dit leidt nu niet tot functieverlies van de kribben, maar deze ontwikkeling zal wel zorgvuldig in de gaten gehouden moeten worden.

Ongewenste verondieping van het zomerbed?

De oevererosie als gevolg van de herinrichting heeft niet bijgedragen aan de sedimentatie in het zomerbed. Op de bodem van de IJssel heeft in periode 1995-2001 wisselend erosie en sedimentatie plaatsgevonden. De verschilkaart 1996-2001 laat netto sedimentatie zien. Deze aanzanding kan volgend jaar weer verdwenen zijn. In de Waal en IJssel komen dit soort fluctuaties in bodemligging veelvuldig voor. Als bij hoogwater de uiterwaarden volstromen, ontstaat aanzanding in het zomerbed. Deze aanzanding gaat zich door de riviertak heen verplaatsen, een zandgolf. Een zandgolf is bij ontstaan 100 tot enkele honderden meters lang, maar kan na verloop van tijd afvlakken en een lengte van meer dan een kilometer ontwikkelen. Van dit fenomeen is bekend dat het op de Waal tot een variatie in de bodemligging kan leiden van 0,5 meter (Sieben, 2002). Het is dan ook aannemelijk dat de sedimentatie die gedurende enkele perioden optreedt eerder te verklaren is door dit natuurlijke variaties van het riviersysteem dan door erosie van de oever.

De hoeveelheid oeverafslag valt in het niet bij de hoeveelheid erosie en sedimentatie die door natuurlijke fluctuaties plaatsvindt in het zomerbed. Wanneer van de 600 m³ oeverafslag per jaar (3.019 m³ in 5 jaar) een kwart in het zomerbed terecht zou komen (aannee van Verheij en Huyskens, 1993), betekent dit bij een jaarlijkse zandvracht van 68.000 m³/jaar op het traject Wijhe-Katerveer (Verheij en Huyskens, 1993), een toename van 0,22%. Wanneer de erosie van het talud zou zijn meegerekend, dan zou de toename ongeveer 0,9% zijn geweest. Dit zou niet geleid hebben tot structurele sedimentatie in het zomerbed. Verheij en Huyskens (1993) hebben berekend dat als over 5 km lengte de oeververdediging langs de IJssel zou worden verwijderd, dit zou leiden tot een toename van het sedimentaanbod in het zomerbed met 5-15% per jaar. Na analyse van de resultaten uit dit meetprogramma is gebleken dat deze toename gemiddeld 1,6% per jaar bedraagt over de eerste 5 jaren.

Als alle 600 m³ zand uit de kribvakken zou zijn blijven liggen in het zomerbed ter hoogte van het Engelsche Werk, dan zou dat leiden tot een verhoging van 7 mm. Zelfs als de totale erosie over 5 jaar in één jaar in het zomerbed terecht zou komen dan zou dit leiden tot een verhoging van het zomerbed met 3,5 cm. Dit is veel minder dan de jaarlijkse fluctuatie van het zomerbed.

Vegetatie-ontwikkeling en beheer

In 2001 is de vegetatie op de oever een duidelijke afspiegeling van de overstromingsfrequentie, de morfodynamiek en de begrazing. De verwijdering van breukstenen oeververdediging heeft in de kribvakken en aan weerszijden van de kribben gezorgd voor het ontstaan van de zones met ondiep water en zandstrandjes die al dan niet begroeid zijn met een pioniervegetatie (foto 3, 4, 6, 7 bijlage 2). Dit heeft alles te maken met de jaarlijkse fluctuatie van de waterstanden in combinatie met de belasting door golven en stroming. Dit veroorzaakt vervolgens de erosie- en sedimentatieprocessen. Ook de paarden houden het zand op de zandwaaiers in beweging door zich bij voorkeur daar te rollen.

De vegetatie in de frequent tot periodiek overstroomde delen van de oever is te karakteriseren als grazige, kruiden- en structuurrijke ruigten. In 1993 en 1994 werden deze delen nog gedomineerd door grassen. Deze ontwikkeling van gras naar ruigte is ingezet in 1993 als gevolg van de lagere begrazingsintensiteit en het stoppen van de bemesting en het maaien. De ontwikkeling is door de herinrichtingswerkzaamheden in 1995 alleen even stilgezet. De begrazing door paarden en sinds 2001 ook de begrazing door Grauwe ganzen en, in mindere mate, Smienten zorgt voor de gewenste structuurverschillen. Dit komt door de wijze van begrazing en de voorkeur van de grazers voor specifiek voedsel. De paarden grazen vooral in de hoger gelegen frequent tot periodiek overstroomde delen van de oever en in de meest stroomafwaarts gelegen grazigere kribvakken. Ze verplaatsen zich vooral over de zomerkade en de oeverwal. Ze mijden de plekken met Krulzuring en Akkerdistel (meest bovenstrooms gelegen kribvakken), waardoor deze verruigen. De ganzen en Smienten grazen juist in de moerassige laagte in de benedenstrooms gelegen kribvakken en minder in de drogere en stroomopwaarts gelegen delen van de oever. De vogels zorgen er in combinatie met het niet alle jaren optreden van langdurige overstroming en stagnatie van water voor dat de moerasvegetatie in een pionierstadium blijft. Dit trekt voedselzoekende Kieviten, Grutto's, Tureluurs, Watersnippen en Wintertalingen aan. De samenstelling van de moerasachtige vegetatie in de laagte tussen oeverwal en zomerkade is vergelijkbaar met de vegetatie die daar voor de herinrichting aanwezig was. Indien het kribvak een flauwer talud en een concave vorm krijgt, zullen de ondiep water en de (zeer) frequent overstroomde zones die direct grenzen aan het zomerbed breder worden. Dit gaat mogelijk ten koste van het oppervlak van de minder dynamische laagte. Het oppervlak van de laagte staat ook onder druk door de optredende sedimentatie (figuur 3.3). Dit zijn processen die inherent zijn aan de keuze voor een dynamische, natuurlijke oever. De laagte zal naar verwachting nog een aantal jaren in stand blijven.

Ongewenste wilgenbegroeiing?

In 2001 is het duidelijk dat de Wilgen en Kornoeljestruiken zich definitief in de oever hebben gevestigd. Ze zijn 0,5 tot 1,5 meter hoog. Ze komen lage aantallen voor en zijn niet bepalend voor de vegetatietypen. De oever is landschappelijk als open te karakteriseren (foto 3, 4, 6, 7, 8 bijlage 2). De wilgen staan vooral aan de randen van de laagte en in groepjes rondom de worteleinden van de kribben. Dit zijn de plaatsen waar de dynamiek hoog is, zand wordt afgezet en waar kaal zand beschikbaar is voor kieming en ontwikkeling van deze pioniers. Kornoelje bevindt zich op de hoger gelegen delen van de oever. De wilgen zullen zonder verdere ingrepen doorgroeien. Enige structuur en struweelvorming is gewenst, maar teveel toename kan de waarde van de oever voor steltlopers (pioniervogels en weidevogels) en watervogels doen afnemen. Dit was in 2001 nog niet het geval. De ecologische potentie van zandstranden en lage natte

tot vochtige ruigten en moeras vegetatie met de daarbij behorende vogelbevolking lijkt groter te zijn. Bezien vanuit ecologische netwerken is ontwikkeling van omvangrijke zachthoutstruwelen en -bossen minder voor de hand liggend in de oeverzone en uiterwaarden ter hoogte van het Engelsche Werk en de meer stroomafwaartse delen van de IJssel. Zeker niet als er in de uiterwaard omvangrijke natte tot vochtige graslanden liggen die van belang zijn voor weidevogels als Grutto en Tureluur. De ontwikkeling van het struweel zal in de gaten gehouden moeten worden. Beide beheerders, Rijkswaterstaat en Staatsbosbeheer, zullen samen en vanuit hun eigen invalshoek moeten bepalen wanneer deze ontwikkeling de grens van gewenst naar ongewenst overschrijdt om tijdig te kunnen ingrijpen. Dit zou kunnen betekenen dat er (tijdelijk) ook in de winter en het vroege voorjaar paarden of koeien op de oever zullen moeten grazen. Dit kan echter tot vertrapping van nesten van broedvogels leiden.

Oeverdoeltype "wilg"

De omschrijving van Oeverdoeltype "wilg" (RWS Directie Gelderland, 1993) is geheel van toepassing voor het Engelsche Werk. Het kan op basis van de resultaten uit deze monitoring iets nauwkeuriger omschreven worden voor het Engelsche Werk en de bovenstrooms gelegen of nog aan te leggen onbeschermde kribvakoevers van de IJssel. De omschrijving zou kunnen zijn: "Dit oeverdoeltype wordt gekenmerkt door een hoog dynamisch fysisch milieu. Dit uit zich in hoge stroomsnelheden, grote waterstandsfluctuaties (zowel in de winter- als in de zomerperiode) en een sterke hydraulische dynamiek als gevolg van scheepvaart. De ondiep waterzone gaat landwaarts over in een frequent overstroomde zone die zal bestaan uit kaal zandstrand en zand dat wordt gedomineerd door eenjarige soorten (pioniersoorten). De begrazing in een dichtheid van één volwassen paard per hectare vanaf het broedseizoen zal ervoor zorgen dat een soorten- en structuurrijke ruigte tot ontwikkeling komt. De seizoensbegrazing in deze dichtheid kan de opslag van soorten uit de zachthoutzone niet geheel tegengegaan. Zonder begrazing zal een zone van zachthoutstruweel of -bos tot ontwikkeling komen. Wellicht kan jaarrond begrazing of een hogere begrazingsintensiteit de ontwikkeling van struweel en bomen wel tegengaan."

Vogels in relatie tot vegetatie-ontwikkeling, overstromingsduur en -frequentie en begrazing

In de onderzoeksperiode is de oever als foerageer-, rust- en broedbiotoop voor vogels sterk veranderd. De nog door grassen gedomineerde vegetatie in 1994 vormde een geschikt biotoop voor weidevogels als Kievit, Scholekster, Grutto en Tureluur. De soortensamenstelling en aantallen vogels na herinrichting is sterk beïnvloed door de vegetatie op de oever, de overstromingsduur en -frequentie en de Grauwe ganzen (zie vegetatie-ontwikkeling en -beheer). Dit heeft geleid tot een divers samengestelde vogelbevolking. De relatief beperkte omvang van het projectgebied in combinatie met de toegenomen dynamiek in de oever leidt tot grote jaarlijkse fluctuaties in soortensamenstelling en aantallen vogels. Het aantal soorten broedvogels en niet-broedvogels, het aantal broedpaartjes en het aantal vogeldagen bij de niet-broedvogels is sinds 1993 vrijwel jaarlijks verder toegenomen en ten opzichte van 1993/1994 verdubbeld (figuur 5.1, 5.3, bijlage 7, 8a en 8b). Vooral de water- en moerasvogels (herbivoren), de pioniervogels en steltlopers (macro-evertebrateneters) en de zangvogels van ruigere vegetaties en struweel en bos (insecten- en zaadeters) zijn in aantal toegenomen. De waterstanden en overstromingsduur bleken zowel een grote invloed te hebben op het aantal broedende water- en moerasvogels, als op de aantallen foeragerende en rustende steltlopers (pioniervogels en veel weidevogels), eenden en ganzen.

Het ontstaan van de dynamische zandstrandjes heeft gezorgd voor broedplaatsen voor Kleine plevier, Oeverloper, Visdief en Scholekster. In de steilranden hebben in 1995 en 1996 Oeverzwaluwen gebroed. Dit is een belangrijke ontwikkeling voor de IJssel. De broedende Kleine Plevieren, Oeverlopers, Visdieven en, tijdelijk, de Oeverzwaluw vormen een substantieel aandeel van het aantal broedparen langs de IJssel (tabel 5.1 en bijlage 7). Voor Gele kwikstaart, een soort die profiteert van de ruiger geworden vegetatie is sinds de herinrichting continu aanwezig met 3-5 broedparen. Deze beide ontwikkelingen zijn conform de verwachtingen (hypothese 4). De soortensamenstelling lijkt voor de water- en moerasvogels, pionier- en weidevogels in hoge mate op de samenstelling van broedvogels in de oeverzone bij Opijnen langs de Waal. Daar ligt een kleine nevengeul met zeer flauw oplopende oevers met een brede zone aan zand- en slikstrand en frequent en periodiek overstroomde kruidenrijke, grazige vegetatie. De broedvogels zijn daar op vergelijkbare wijze gevolgd van 1994 tot en met 1998 (Simons *et al.*, 2000). Het aantal broedparen van Kleine plevier en Visdief is bij het Engelsche Werk hoger. Dit komt waarschijnlijk doordat de oever van het Engelsche Werk niet toegankelijk is voor recreanten.

Op basis van de resultaten, en met name door de gunstige situatie in 2001, kan niet geconcludeerd worden dat de broedvogels en niet-broedvogels van kort begraasde natte, vochtige en drogere graslanden (Grutto, Tureluur en Kievit) in aantal achteruit zijn gegaan. Door de lage aantallen in combinatie met het geringe oppervlak van het gebied zijn met name in deze vogelgroep de fluctuaties in het aantal soorten per jaar hoog. De verwachte afname van deze vogelgroep (hypothese 4) is nog niet bevestigd.

Bij het ontstaan van een geleidelijker talud kunnen de vogelsoorten van zandstranden en zandplaten nog toenemen. De watervogels en steltlopers die karakteristiek zijn voor het ondiepe water en soorten die kenmerkend zijn voor nat tot vochtige structuurrijke grasland zullen in het geval van inundatie na hogere waterstanden voorlopig in de oever hun broed- of foerageerbiotoop blijven vinden. De zangvogels die profiteren van structuurrijke ruigten en struweel zullen mogelijk in aantal toenemen. Het is echter de vraag of struweelontwikkeling een gewenste ontwikkeling is, gezien vanuit de functie van de oeverzone voor met name de pionier- en weidevogels (steltlopers) en in mindere mate de water- en moerasvogels.

Recreatie

Vanaf 1999 en mogelijk al daarvoor zijn er tijdens perioden met mooi zomerweer recreanten gezien in de oever (foto 11 en 12 bijlage 2). Meerdere boten meerden af op de zandstrandjes. Mensen zonnen en picknicken met name op de zandwaaiers naast de kribben. Tijdens de broedtijd heeft dit vrijwel zeker negatief effect gehad op het broedsucces van de Kleine plevier (mond. Med. G. Gerritsen). De vogels zijn door de verstoring te langdurig van de eieren. Er is een afmeerverbod voor de oever. Dit was voor alle betrokken partijen een randvoorwaarde bij het akkoord gaan met de herinrichting van de oever. Dit verbod wordt echter door geen enkele instantie gehandhaafd. Ook niet na meldingen bij RWS, SBB en politie. Juist omdat er zo weinig zandstandjes zijn langs de IJssel trekken deze recreanten aan.

6.2 Conclusies

Ecologisch en morfologisch herstel

Door de aanleg van de kribben en het verwijderen van de stenen oeverbescherming is de oever ter hoogte van de waterlijn (bovenwatertalud) onderhevig geweest aan erosie. De hydraulische en morfologische processen kregen de vrijheid om de oever vorm te geven. Planten en vogels reageerden direct op de ontstane variatie in de oeverzone en de opeenvolging van verschillende omstandigheden. Na 6 jaar is er een flauwer talud met ondiep waterzones en zandstrandjes ontstaan. Dit is karakteristiek voor de Nederlandse rivieren, maar voor de IJssel vrij uitzonderlijk. De begrazing in lage dichtheden heeft er voor gezorgd dat hoger op de oever structuurrijke ruigten zijn ontstaan met in natte jaren tevens moerassige vegetatie.

Binnen de randvoorwaarden

Het zomerbed is als gevolg van het verwijderen van de harde oeververdediging en de daarop volgende erosie van de oeverlijn niet structureel opgehoogd. De opgetreden sedimentatie (en erosie) is het gevolg van natuurlijke fluctuaties van het riviersysteem.

Toepassing op grotere schaal is mogelijk

Gezien de resultaten van deze monitoring, is er geen belemmering om de harde oeververdediging te vervangen door kribben. Langs de IJssel zal dit niet leiden tot verondieping van het zomerbed. Lokale omstandigheden langs de Boven-IJssel kunnen hiervan afwijken. Voor de morfologische en ecologische ontwikkeling van oeverzones is het zeer gewenst de harde oeververdediging langs grotere delen van de IJssel te vervangen door kribben.

De monitoring van de oever en de analyse en evaluatie van de gegevens van 1994 tot en met 2001 hebben de ecologische en morfologische kennis over het verwijderen van de breukstenen oeververdediging en de aanleg van met kribben verdedigde oevers langs de IJssel aanzienlijk doen toenemen. Deze kennis kan nu worden toegepast en de waarde en de effecten van dit type oever kunnen in de toekomst beter worden voorspeld. Hieronder zullen de verschillende conclusies per thema beschreven worden.

Biotopen en vegetatie

- In de onverdedigde kribvakken zijn sinds 1996 verschillende en voor de IJssel zeldzame en meer natuurlijke rivierbiotopen ontstaan zoals steilranden, ondiep water en zandstrandjes.
- Dankzij de flauwer wordende oevers zijn veel biotopen gedurende het gehele jaar beschikbaar voor planten, macro-evertebraten, vissen en vogels.
- In 2001 is de vegetatiezonering op de oever het resultaat van het samenspel van waterstanden, inundatie, erosie, sedimentatie en begrazing.
- De ontwikkeling van intensief begraasd grasland naar de meer natuurlijke lage, structuurrijke ruigten is in 1993 gestart door de begrazing door paarden in een lage dichtheid. Deze ontwikkeling is door de herinrichting in 1995 alleen even stilgezet en vertraagd.
- Sinds 2001 heeft de moerassige laagte een zich spontaan aandienende beheerder gekregen; Grauwe ganzen.
- In 2001 hebben Wilgen- en Kornoeljestruiken zich definitief in de oever gevestigd. Ze zijn 0,5 tot 1,5 meter hoog, komen in lage aantallen voor en waren niet bepalend voor de vegetatietypen.
- De strook met zandstranden en pioniervegetatie op zand is ten opzichte van 1994 toegenomen.

- De aanwezigheid van de moerassige vegetatie in de laagte in de oever is afhankelijk van de overstromingsfrequentie en -duur en werd in 2001 in hoge mate beïnvloed door de begrazing door Grauwe ganzen. In 2001 was de soortensamenstelling vergelijkbaar met die van 1994 en is de oppervlakte van deze vegetatiezone afgenomen.
- De soortensamenstelling van de vegetatie op de frequent tot periodiek overstroomde delen van de oever is in 2001 vergelijkbaar met de situatie in 1993 en 1994 (Zilverschoon-, Moerasspirea- en Watertorkruidverbond). Het landschappelijke beeld is echter veranderd, de vegetatie is in 2001 structuurrijker, iets hoger, het aandeel kruiden is toegenomen en de bedekking van de grasachtigen afgenomen.
- Oeverdoeltype "wilg" is van toepassing op deze oever. De ondiep waterzone gaat landwaarts over in een zeer frequent overstroomde zone die bestaat uit kaal zandstrand en zand dat wordt gedomineerd door eenjarige soorten (pioniersoorten). De begrazing in een dichtheid van één volwassen paard per hectare vanaf het broedseizoen heeft ervoor gezorgd dat een soorten- en structuurrijke ruigte tot ontwikkeling is gekomen. De seizoensbegrazing in deze dichtheid kan de opslag van soorten uit de zachthoutzone niet geheel tegengegaan.

Broedvogels

- Het aantal soorten en het totale aantal broedparen is sinds 1993 jaarlijks toegenomen en heeft zich ten opzichte van 1994 verdubbeld.
- Het projectgebied is beperkt van omvang, waardoor kleine verschuivingen in aantallen vogels tot veranderingen in soortensamenstelling hebben geleid.
- In 2001 is het aantal soorten en paartjes van de water- en moerasvogels (eenden en ganzen) het talrijkst. Hun biotoop is met name de plas-dras situatie tussen oeverwal en zomerkade.
- Scholekster en Kleine plevier, pioniersoorten van dynamische stranden, zijn structureel op de oever aanwezig. De Kleine plevier, Oeverloper en in 1995 en 1996 tijdelijk ook Oeverzwaluw dragen in hoge mate bij aan de broedpopulaties van deze soorten langs de IJssel.
- De soorten die profiteren van structuurrijke vegetaties (Gele kwikstaart en Bos- en struweelvogels) zijn toegenomen. Kievit, een soort die profiteert van kort begraasde graslanden, is in aantal afgenomen.
- De Tureluur, een onder druk staande weidevogel van vochtige graslanden, is stabiel aanwezig met 1-2 paartjes. De situatie voor de Grutto is onduidelijk. Deze soort kwam voor (1994), tijdens (1995) en na herinrichting (1998) incidenteel voor met 1 broedpaar.
- Het tot ontwikkeling komen van vooral Wilgen in hogere dichtheden kan tot achteruitgang van de geschiktheid van de oeverzone voor steltlopers (pioniervogels en weidevogels) leiden.

Niet-broedvogels

- Vanaf de herinrichting tot en met 2001 is het aantal soorten en individuen niet-broedvogels verdubbeld. Ten opzichte van 1994 is de toename nog groter.
- Deze ontwikkeling wordt in hoge mate bepaald door de toegenomen variatie aan biotopen in de oeverzone als gevolg van de ontwikkeling van een structuur- en zadenrijke vegetatie en de mate en duur van overstroming van de laagte in de oever.
- In 2001 waren de planteneters (eenden en ganzen) dominant aanwezig, dankzij de Grauwe ganzen (12% van het totale aantal vogels) en het grote aantal exoten.

- Het aantal steltlopers is vanaf 1998 toegenomen en mede bepalend voor de hoge aantallen in 2001. De verwijdering van de oeeververdediging, de overstromingsfrequentie en duur en de begrazing door Grauwe ganzen en Smient hebben grote invloed op het voorkomen van deze soortgroep gehad.
- Als gevolg van de explosieve toename van structuurrijke ruigtekruiden net na de herinrichting waren zaad-eters (Ringmus, Rietgors, Kneu) in 1996 en 1997 in grote getale aanwezig.
- Tussen 1994 en 2001 waren de meeuwen structureel aanwezig. Ze benutten de oever als rustplaats. De aanwezigheid van deze vogelgroep wordt beïnvloed door de aanwezigheid van de ondiepe plas in de aangrenzende uiterwaard.
- Vogels die kenmerkend zijn voor water en moeras, zandstranden en ruigere vegetaties zijn in aantal toegenomen. De achteruitgang van Grutto en Tureluur, beschermde vogels die profiteren van kort begraasde natte graslanden, is niet vastgesteld.

De ontwikkeling van het kribvaktalud en de oever

- Sinds de verwijdering van de oeeververdediging is de oever ter hoogte van de waterlijn (bovenwatertalud) onderhevig geweest aan erosie.
- De erosie van het kribvaktalud wordt grotendeels veroorzaakt door scheepsgolven en voor een kleiner deel door stroming.
- De terugschrijdingssnelheid is sinds de verwijdering van de oeeverdediging afgenomen. In de periode maart 1996 - april 1997 was de gemiddelde terugschrijdingssnelheid 3,5 meter per jaar. De terugschrijdingssnelheid is afgenomen tot 1,3 meter per jaar in de periode augustus 2000 - juli 2001.
- De verwachting is dat de terugschrijdingssnelheid verder zal afnemen.
- De terugschrijdingssnelheid bij het Engelsche werk ligt hoger (zeker vlak na herinrichting) dan de in de literatuur voorspelde 0,25-1,0 m/jaar. Deze erosiesnelheid geldt echter voor onverdedigde oevers die in (dynamisch) evenwicht zijn. Het oevertalud bij het Engelse Werk was in 2001 nog niet in evenwicht.
- De totale achteruitgang van in het bovenwatertalud over de gehele monitoringsperiode is gemiddeld 8 meter.
- In het kribvakprofiel is te zien dat er zich momenteel een helling van het kribvaktalud aan het ontwikkelen is van 1 op 20 tot zelfs 1 op 30.
- Deze helling is veel flauwer dan de 1 op 10 waarvoor de kribben ontworpen zijn. Het functioneren van de kribben zal in de gaten gehouden moeten worden.
- Bij een veldbezoek in februari 2003 stroomde het water bij een scheepspassages achter een enkele krib. Dit vormt momenteel geen bedreiging voor het functioneren van de kribben en de zomerkade.
- In de meeste kribvakken is de ligging en de helling van het onderwatertalud weinig veranderd. Alleen in het meest stroomafwaartsgelegen kribvak (kribvak 7) is een duidelijke terugschrijding waar te nemen, waarschijnlijk veroorzaakt door het uitstromen van water uit de uiterwaard bij hoge afvoeren, dit heeft een eroderende werking.
- De laagte die in oever aanwezig was, is door sedimentatie in omvang verkleind en verondiept.

Het zomerbed

- De totale hoeveelheid erosie die heeft plaats gevonden in de kribvakken bedraagt over 5 jaar 600 m³. Als deze in één keer in het zomerbed terecht zou komen en zou blijven liggen, zou dit leiden tot een verhoging van het zomerbed op die locatie met 3,5 cm.

- In de literatuur was berekend dat als over 5 km lengte de oeververdediging langs de IJssel zou worden verwijderd, dit leidt tot een toename van het sedimentaanbod met 5-15% per jaar. Bij het Engelsche werk blijkt dat de erosie van de oever leidt tot een toename die gemiddeld 1,6% per jaar bedraagt.

Het monitoringprogramma, inspectie en handhaving

- In het monitoringsprogramma zijn de juiste parameters gekozen. Op basis van deze parameters krijgt men voldoende inzicht in de processen die spelen na het verwijderen van de harde oeververdediging en het aanleggen van kribben.
- De verdere ontwikkeling van de oever zal in de gaten gehouden moeten worden via gerichte inspectie (zie aanbevelingen).
- Voor recreanten is het niet duidelijk dat afmeren en recreëren in de oever zeer ongewenst is tijdens de broedtijd. De handhaving van het afmeerverbod zal beter uitgevoerd moeten worden.

6.3 Aanbevelingen

Aanbevelingen voor inrichting en beheer van met kribben verdedigde oevers

De verwijdering van de stenen oeververdediging in combinatie met de aanleg van kribben kan op groter schaal worden toegepast langs de IJssel. Het doel is het herstel van een natuurlijke overgang van water naar land en de daarbij horende morfologische processen, planten en dieren. Bij de herinrichting zal rekening gehouden moeten worden met:

- De ontwikkeling van kribvaktaluds van ongeveer 1 op 20.
- De bodemsamenstelling. Als er geen kleig materiaal in de oever voorkomt zullen er geen steilranden ontstaan. Het evenwichtsprofiel zal sneller worden bereikt, hetgeen leidt tot meer erosie in de eerste paar jaren.
- De hoogte, vorm en het type kribben vanwege de ruwheid van dit type oeververdediging. Voor de Waal worden momenteel nieuwe kribvormen en -hoogten in de praktijk getest (innovatieve kribben). Deze kunnen ook toegepast worden langs de IJssel.
- Een op de gewenste natuur gericht beheer.
- De ontwikkeling van (wilgen)struweel. Als dit in toom moet worden gehouden, op basis van natuurdoelstellingen of op grond van de ongewenste toename van de hydraulische ruwheid, is begrazing in de zomer en het najaar in een lage veedichtheid niet voldoende.

Aanbevelingen voor inspectie en monitoring

- Volg de terugschrijding van het bovenwatertalud jaarlijks bij de inspectie van de kribben. Hierdoor kan functieverlies van kribben tijdig gesignaleerd worden en kunnen maatregelen genomen worden.
- Bij het meten van de bodemhoogte blijkt dat het erg lastig is om de bodemhoogte van een kribvak goed vast te leggen. Er worden 2 technieken toegepast: bodempeilingen (vanaf een schip) en waterpassingen (vanaf het land). Voor de bodempeilingen moet de waterstand zo hoog mogelijk zijn, zodat zo ver mogelijk de kribvakken ingevaren kan worden; voor de waterpassingen moet de waterstand zo laag mogelijk zijn, zodat zo ver mogelijk het kribvak ingelopen kan worden. Dit resulteert vaak in een aantal weken verschil tussen de bodempeilingen en de waterpassingen. Hierdoor worden fouten geïntroduceerd en is het lastig de data te analyseren. Het is dan ook aan te bevelen een nieuwe techniek te ontwikkelen waardoor de bodemligging van kribvakken beter vastgelegd kan worden.

- Het monitoringsprogramma heeft voor dit project goed gewerkt. Als op een andere heringerichtte locatie monitoring wenselijk is zijn de volgende aanpassingen in het meetprogramma aan te bevelen.
- De bepaling van de bodemhoogte voor herinrichting is niet noodzakelijk, tenzij er al gedeeltelijk kribvakken aanwezig zijn, die kunnen dienen als referentie.
- De bepaling van de bodemhoogte tijdens de herinrichting is niet noodzakelijk.
- De uitgangssituatie na herinrichting moet zo snel mogelijk worden vastgelegd.
- Voor de bepaling van de bodemhoogte is 1 meting per jaar in gebieden waar kleiig materiaal in de ondergrond voorkomt voldoende. In gebieden waar uitsluitend zandig materiaal in de ondergrond voorkomt zijn 2 metingen per jaar gedurende de eerste 2 jaar en vervolgens 1 meting per jaar voldoende.
- Het bepalen van de bodemsamenstelling moet na herinrichting plaatsvinden als je deze gegevens aan de optredende processen (zoals terugschrijdingssnelheid) wilt koppelen.
- Stroomsnelheidsmetingen zijn niet noodzakelijk voor deze monitoring.
- De monitoring van broedvogels is een waardevolle parameter gebleken om de ontwikkeling van de biotopen in omvang en kwaliteit te volgen. Ook indien de ontwikkeling of achteruitgang van zeldzame of waardevolle vogels vastgesteld dient te worden is het volgen van broedvogels gewenst. Het volgen van de niet-broedvogels heeft in dit project veel informatie gegeven over de kwaliteit van het gebied met name voor de steltlopers. Het volgen van deze parameter is niet per definitie overal relevant. De monitoring van overwinterende vogels is voor een oeverzone niet zinvol.
- Het volgen van de vegetatie is noodzakelijk om relaties te kunnen leggen met bijvoorbeeld vogels, het beheer en de hydraulische en morfologische processen. Het is niet zozeer bedoeld om veel nieuwe kennis op te doen. Het volgen van de vegetatie op raaien die loodrecht op de oever liggen is erg bruikbaar gebleken. De methode die in 1999 en 2001 is gebruikt voldeed uitstekend. Het is niet nodig om de vegetatie in de eerste 2 tot 4 jaren na een forse ingreep te volgen. Het vierde vegetatieseizoen na herinrichting, in 1999, was de zonering goed zichtbaar bij het Engelsche Werk (in 1998 is de vegetatie niet gemeten). Er zijn minimaal 3 meetjaren nodig om fluctuaties uit te kunnen middelen. Deze kunnen met tussenpozen van 2 tot 3 jaar gevolgd worden. Als de vegetatie niet uitgebreid gevolgd wordt, dan zijn in de eerste 5 jaren en daarna om de 5 jaar gerichte jaarlijkse inspecties noodzakelijk om de ontwikkeling van struweel- en boomsoorten tijdig te signaleren. Bij deze inspecties is het maken van goede overzichtsfoto's, liefst vanaf dezelfde plaats, belangrijk.

Aanbevelingen voor beheer en handhaving

- Indien de oever moet blijven functioneren voor steltlopers en watervogels zal naar verwachting binnen enkele jaren de struweel- en boomopslag ten dele verwijderd moeten worden. Het is niet geheel duidelijk of de inzet van iets meer paarden of andere grote grazers de toekomstige vestiging en uitgroei van wilgen teniet kan doen.
- De handhaving van het afmeerverbod voor recreanten in de oever zal beter geregeld en uitgevoerd moeten worden. Op dit moment wijzen RWS, SBB en de politie naar anderen dan naar zichzelf en neemt niemand de verantwoordelijkheid op zich. Wellicht is het gedrag van een deel van de recreanten te beïnvloeden door tijdens het broedseizoen

een informatiebord en een afmeerverbod te plaatsen. Op dit bord kan de reden van het afmeerverbod toegelicht worden. Naarmate er meer oevers met kribben en onverdedigde kribvakken met strandjes zijn langs de IJssel kan dit zorgen voor een betere spreiding van de recreanten. Bovendien neemt het aantal geschikte broedplaatsen voor pioniervogels dan toe.

7 Literatuur

**Basisrapporten in het kader van het project "Monitoring en evaluatie
verwijdering harde oeververdediging Engelsche Werk"**

- Boer, D. de en Willink, G., 1994. Vegetatie-monitoring Project natuurvriendelijke oevers Engelsche Werk; uitgangssituatie oevervegetatie 1994. STL-Ecologisch Adviesbureau in opdracht van RWS Directie Gelderland. STL-rapport 94/11.
- Boer, D. de, 1996. Vegetatie-monitoring Project natuurvriendelijke oevers Engelse Werk 1996. STL-Ecologisch Adviesbureau in opdracht van RWS RIZA. STL-rapport 96/7.
- Boer, D. de, 1997. Vegetatie-monitoring Project natuurvriendelijke oevers Engelse Werk 1997. STL-Ecologisch Adviesbureau in opdracht van RWS RIZA. STL-rapport 97/4.
- Boer D. de en J. Leemans, 2001. Vegetatie-monitoring Engelse Werk 2001. Ecologisch Adviesbureau STL Nijmegen in opdracht van Rijkswaterstaat RIZA.
- Gerritsen, G. J., 1995. Ornithologische Monitoring van het natuurvriendelijke oeverproject 'het Engelse Werk'; periode 1992-1994. Opdrachtgever Rijkswaterstaat Directie Oost-Nederland.
- Gerritsen, G. J., 1996. Ornithologische Monitoring van het natuurvriendelijke oeverproject 'het Engelse Werk' in 1995. Opdrachtgever Rijkswaterstaat Directie Oost-Nederland.
- Gerritsen, G. J., 1997a. Ornithologische Monitoring van het natuurvriendelijke oeverproject 'het Engelse Werk' in 1996. Opdrachtgever Rijkswaterstaat RIZA.
- Gerritsen, G. J., 1997b. Ornithologische Monitoring van het natuurvriendelijke oeverproject 'het Engelse Werk' in 1997. Opdrachtgever Rijkswaterstaat RIZA.
- Gerritsen, G. J., 1999. Ornithologische Monitoring van het natuurvriendelijke oeverproject 'het Engelse Werk' in 1998. Opdrachtgever Rijkswaterstaat RIZA.
- Gerritsen, G. J., 2000. Ornithologische Monitoring van het natuurvriendelijke oeverproject 'het Engelse Werk' in 1999. Opdrachtgever Rijkswaterstaat RIZA.
- Gerritsen, G. J., 2001. Ornithologische Monitoring van het natuurvriendelijke oeverproject 'het Engelse Werk' in 2000. Opdrachtgever Rijkswaterstaat RIZA.
- Gerritsen, G. J., 2002. Ornithologische Monitoring van het natuurvriendelijke oeverproject 'het Engelse Werk' in 2001. Opdrachtgever Rijkswaterstaat RIZA.
- Leemans, J.A.A.M. en Boer, D. de, 1999. Vegetatie-monitoring Engelse Werk 1999. Ecologisch Adviesbureau STL Nijmegen in opdracht van Rijkswaterstaat RIZA.
- Simons, J., Duizendstra, D. en Boks, G., 1996. Projectplan monitoring en evaluatie verwijdering oeververdediging IJssel; Engelse Werk en Vreugderijkerwaard. RIZA werkdocument 96.135.X. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.
- Simons, J., Sorber, A. en Van Splunder, I., 1998. Verwijdering oeververdediging Engelse Werk; evaluatie 1994-1997. RIZA werkdocument 98.175X. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.

-
- Simons J., Bolwidt L. en Stouthamer E., 2001. Verwijdering oevervegetatie Engelse Werk; evaluatie 1993-2001. RIZA werkdocument 20001.098X. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.
- Sorber, A., 1999. Morfologische ontwikkeling Engelse Werk 1997-1998. RIZA memo WSR-99-034. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.

Gebruikte literatuur

- Bal, D., Beijer, H.M. en Hoogeveen, Y.R., 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport II, Informatie en Kenniscentrum Natuurbeheer, Wageningen.
- Bremer P., 1998. De ontwikkeling van flora en vegetatie in het natuurontwikkelingsproject Engelse Werk (1993-1997). Notitie milieu-inventarisatie nr. 9805. Provincie Overijssel.
- Brinke, W.B.M. ten, 2000. CD Bodemligging + baggergegevens 1900-2000, RIZA.
- Dijk van, 1993. Handleiding SOVON broedvogelonderzoek. SOVON Beek-Ubbergen.
- Dijk van A.J., Boele A., Zoetbier D. & Meijer R., 1998. Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 1996. SOVON Monitoring-rapport 1998/07, SOVON, Beek-Ubbergen.
- Driessen J.J.H. & Voskamp P., 1998. Pleisterende watervogels in de uiterwaarden van de IJssel tussen Deventer en Kampen. Een studie naar de effecten van veranderend beheer, inundaties en winterweer. Afstudeeropdracht IAH Larenstein te Velp in opdracht van Provincie Overijssel en Staatsbosbeheer Overijssel-Flevoland.
- Duel H., 1991. Natuurontwikkeling in uiterwaarden. Perspectieven voor het vergroten van rivierdynamiek en het ontwikkelen van oobossen in de uiterwaarden van de Rijn. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn' nr. 29. RIZA, RIVM, RIVO, TNO.
- Gerritse W., 1994. Vogels. In Cals, M.J.R. (red.), 1994. Evaluatie van de Duursche Waarden 1989 t/m 1993. EHR Rapport 60-1994. RIZA Lelystad.
- Graaf, M.C.C. de, Van de Steeg, H.M., Voesenek, L.A.C.J. en Blom, C.W.P.M., 1990. Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn' nr. 16. RIZA, RIVM, RIVO, KUN.
- Klaasen O. & Erhart F., 2000. Broedvogels van uiterwaardpark Meinerswijk in 1999. Met een overzicht van 1988-99. Rapport vogelwerkgroep Arnhem e.o. 2000-2. Arnhem
- LB&P, 1991. Natuurontwikkeling Engelse Werk.
- Leemans, J.A.A.M. en Boer, D. de, 1997 Uiterwaardvegetaties. Voorstudie begrazingsonderzoek in de uiterwaarden van de grote rivieren. Ecologisch adviesbureau STL. In opdracht van Rijkswaterstaat RIZA.
- Lorenz C.M., 2001. Rijkswateren-Ecotopen-Stelsels, Oevers. Witteveen & Bos in opdracht van RIZA Lelystad.
- Molen van der M.T., Aarts H.P.A., Backx J.J.G.M., Geilen E.F.M. & Platteeuw M., 2000. Rijkswateren-Ecotopen-Stelsels, Aquatisch. RIZA rapport 2000.038, ISBN 9036953367. RIZA Lelystad.
- Ministerie Verkeer en Waterstaat, 1989. Derde Nota Waterhuishouding: Water voor nu en later. Tweede Kamer vergaderjaar 1988-1989, 21 250 nrs, 1-2. SDU, Den Haag.
- Osieck E.R. & Hustings F., 1994. Rode lijst van bedreigde soorten en blauwe lijst van belangrijke soorten in Nederland. Techn. Rapport Vogelbescherming Nederland 12. vogelbescherming Nederland, Zeist.

-
- Poot M. & van den Bergh L., 1998. Vogels. In Bakker C., Noordhuis R. & Prins K.H. (red.), 1998. Biologische monitoring zoete rijkswateren: Watersysteemrapportage Rijn 1995. RIZA nota nr. 97.066. RWS RIZA, Lelystad.
- Postma R., Kerkhofs M.J.J., Pedroli G.B.M., Rademakers J.G.M., 1996. Een stroom natuur. Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas. Watersysteemverkenningen 1996. RIZA- nota 95.060. ISBN 9036945267.
- Rademakers J.G.M. & H.P. Wolfert, 1994. Het Rivier-Ecotopen-Stelsel: Een indeling van ecologisch relevante ruimtelijke eenheden ten behoeve van ontwerp- en beleidsstudies in het buitendijkse rivierengebied. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn' nr. 61. RIZA, DLO, RIVM, Grontmij.
- RWS/DB, 1973. Oeververdedigingen langs de IJssel volgens bestek nr. BOR-725. Rijkswaterstaat, Directie Bovenrivieren, Arrondissement Rijn en IJssel, afd. Onderzoek Nieuwe Oeververdedigingen, nota 73.2, Arnhem.
- Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1993. Overture, Inrichtingsplan oevers Rijntakken. Hoofdrapport. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rapport nr. GLD 93/05-01.
- Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1994a. Projectdocument Natuurvriendelijke Oevers Engelse Werk. Projectgroep Natuurvriendelijke Oevers Rijntakken, Arnhem.
- Rijkswaterstaat Directie Gelderland, 1994b. Inrichtingsplan Natuurvriendelijke Oevers Vreugderijkerwaard. Dienstkring IJssel, Zutphen.
- Schaminée, J. en Jansen, A., 1998. Wegen naar Natuurdoeltypen. Ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling (sporen A en B). Rapport IKC Natuurbeheer nr. 26. Wageningen.
- Sieben, J., 2002. Hoogwatereffecten in het zomerbed. Verkenning kennis en kennisbehoefte. RIZA werkdocument 2001.142x.
- Sierdsema, H., 1995. Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SBB-rapport 1995-1, SOVON-onderzoeksrapport 1995/04. SBB/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen.
- Simons H.E.J., Koolen J.L. & Verkade G.J. (red.), 1994. Natuurvriendelijke Oevers. CUR/RWS DWW. Rapport 168. Gouda.
- Simons, J., Duizendstra, D. en Boks, G., 1996. Projectplan monitoring en evaluatie verwijdering oeververdediging IJssel; Engelse Werk en Vreugderijkerwaard. RIZA werkdocument 96.135.X. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.
- Simons, J., Sorber, A. en Van Splunder, I., 1998. Verwijdering oeververdediging Engelse Werk; evaluatie 1994-1997. RIZA werkdocument 98.175X. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.
- Simons, J., Bakker C. en Sorber A., 2000. Evaluatie nevengeulen Opijnen en Beneden-Leeuwen 1993-1998. RIZA rapport 2000.040. ISBN 9036953383. Rijkswaterstaat, RIZA Lelystad.
- Simons J., Bolwidt L. en Stouthamer E., 2001. Verwijdering oevervegetatie Engelse Werk; evaluatie 1993-2001. RIZA werkdocument 20001.098X. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.
- Sorber, A., 1999. Morfologische ontwikkeling Engelse Werk 1997-1998. RIZA memo WSR-99-034. Rijkswaterstaat, RIZA, Arnhem.
- Splunder, I. van, 1998. Floodplain forest recovery: softwood forest development in relation to hydrology, riverbank morphology and management. Proefschrift Universiteit Nijmegen.
- Splunder, I. van en Leemans, J.A.A.M., 1997. Ooibosontwikkeling op rivieroevers: interactie tussen vegetatie en oevermorfologie. RIZA rapport 97.020.

-
- Verheij H.J. & Huyskens R.B.H., 1993. Verwijderen harde oeeververdediging IJssel. Waterloopkundig Laboratorium in opdracht van Rijkswaterstaat, RIZA.
- Voslamber B. & E. van Winden, 1999. Watervogels in de zoete rijkswateren in 1996/1997. SOVON-monitoring-rapport 1999/01. RIZA-rapport BM 98.02, Beek Ubbergen.
- VROM & V&W, 1996. Beleidslijn Ruimte voor de Rivier. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 's Gravenhage. Verheij, H.J. en Huyskens, R.B.H., 1993. Verwijderen harde oeeververdediging IJssel. Waterloopkundig Laboratorium, rapport Q 1721.
- Vuuren van W.E., 2001. 99 jaar dagafvoeren Lobith; Jaarverlopen 1901-2000, frequentiekaracteristieken en langjarige variaties. Werkdocument 2000.088. RWS RIZA, Arnhem.

Bijlagen

Bijlage 1a Ligging van de raaien en de nummering van de kribvakken



.....



Bijlage 2 Foto's

.....

Foto 1

Engelsche werk overzicht maart 1994,
het Engelsche werk is op deze foto
rechts gelegen (RWS)



.....

Foto 2

Engelsche werk overzicht juli 1997
(J. Simons)



.....

Foto 3

Engelsche werk overzicht juli 1999
(J. Simons)



.....
Foto 4
Engelsche werk overzicht februari 2003
(L. Bolwidt)



.....
Foto 5
Terugschrijding van de steilrand en
vegetatie grens, oktober 2000
(J. Simons)



.....
Foto 6
Zandstandje met flauw oplopend talud,
oktober 2000 (J. Simons)



.....
Foto 7

Moerasvegetatie in de laagte op de
oever, oktober 2000 (J. Simons)



.....
Foto 8

Erosiegeul bovenstrooms van een krib
(979.320), oktober 2000 (J. Simons)



.....
Foto 9

Instroom van water van het zomerbed
naar de laagte op de oever, na passage
van een schip, maart 2003 (P. Jesse)



.....
Foto 10
Achterloopse krib, februari 2003
(L. Bolwidt)



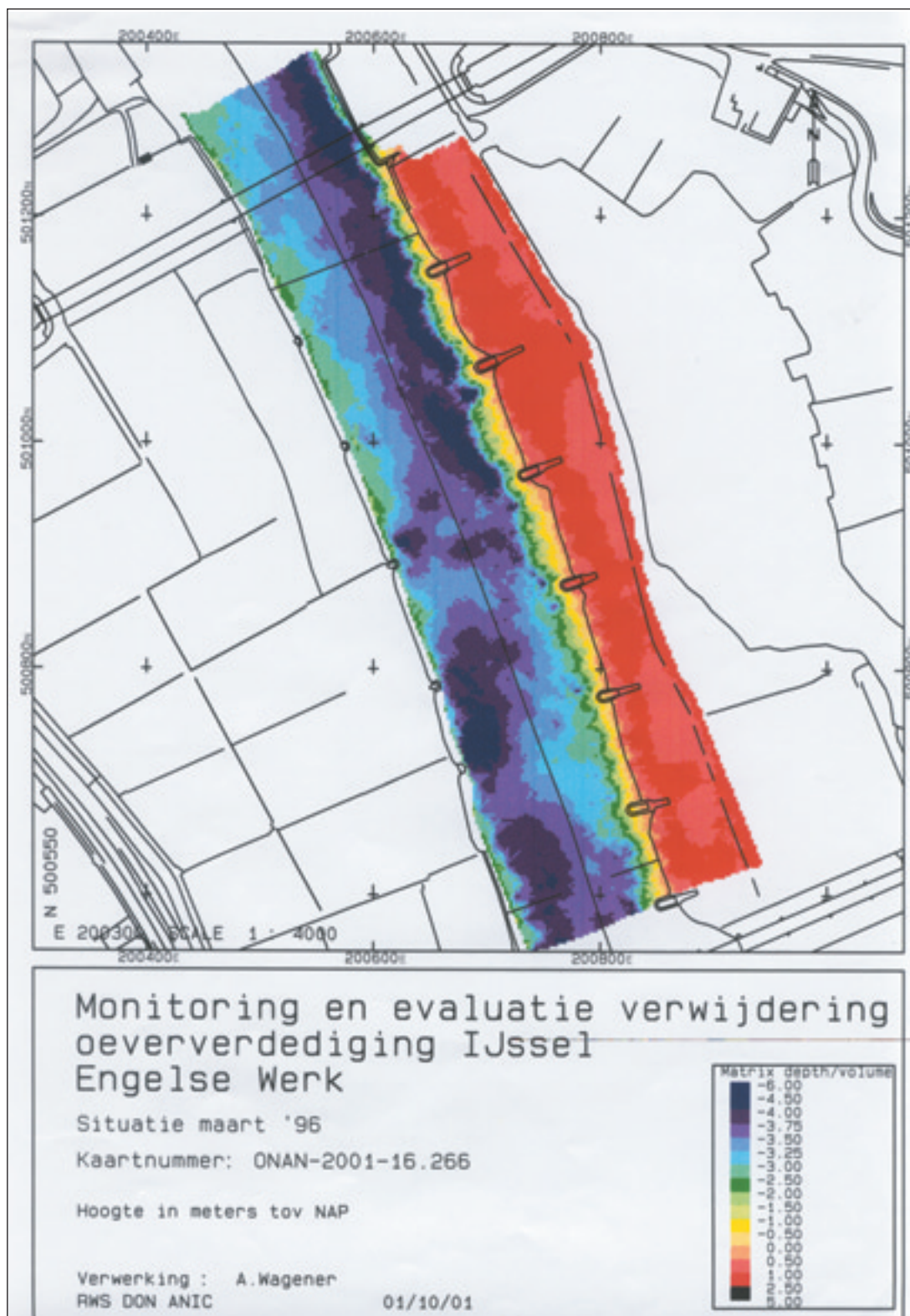
.....
Foto 11
Recreatie op de oever, juli 1999
(J. Simons)



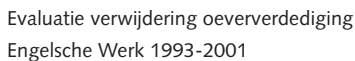
.....
Foto 12
Overgang van uiterwaard naar oever bij
het Engelsche Werk met op de achter-
grond recreanten, plezier- en beroeps-
scheepvaart, juli 1999 (J. Simons)



Bijlage 3a Bodemhoogtekaart maart 1996



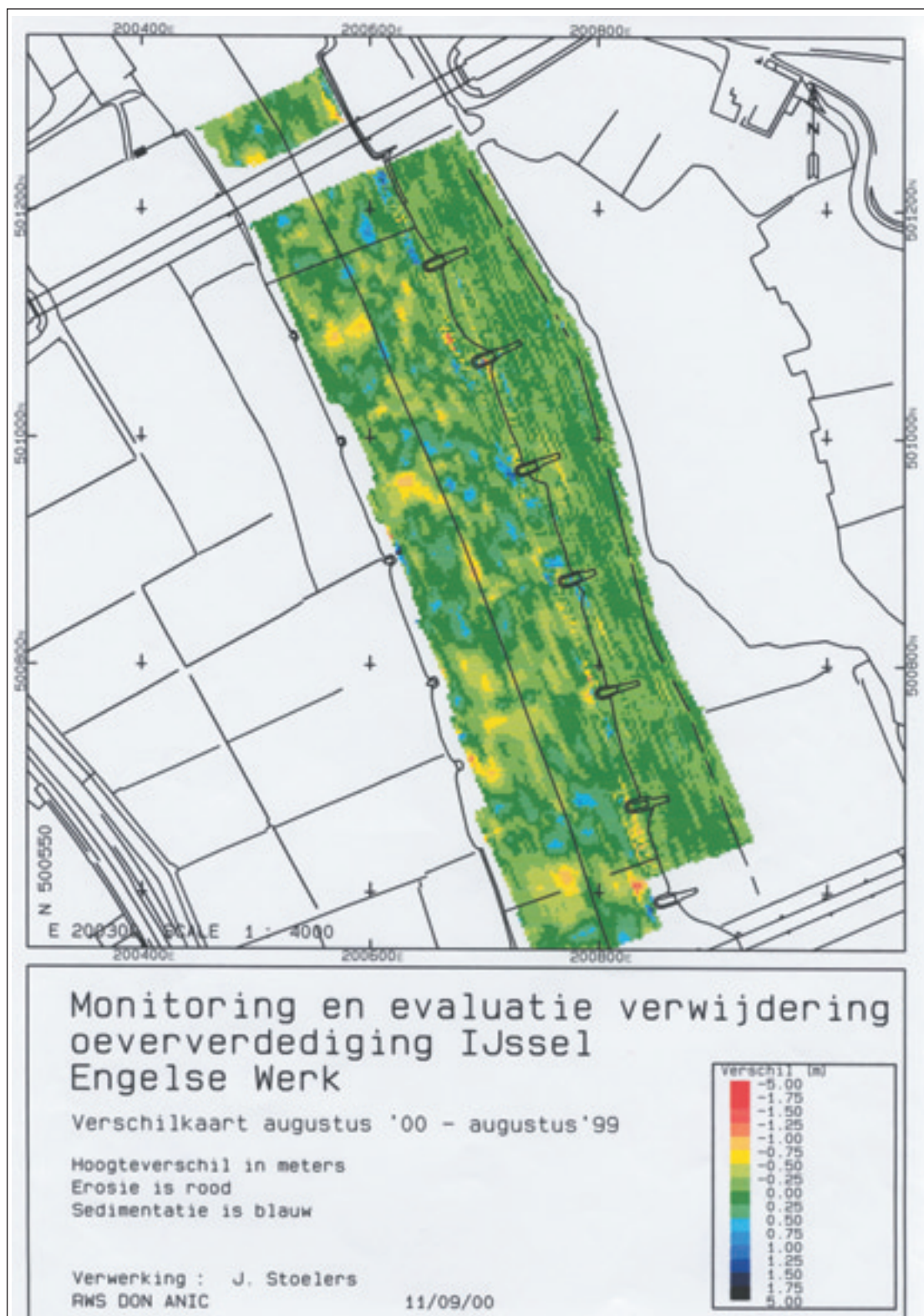
.....



Bijlage 4a Verschilkaart hoogteligging oktober 1998 - augustus 1999



Bijlage 4b Verschilkaart hoogteligging augustus 1999 - augustus 2000



Evaluatie verwijdering oeververdediging
Engelsche Werk 1993-2001



Bijlage 5 Terugschrijdingsnelheid van de steilrand

Terugschrijding (m) van de steilrand in de periode maart 1996-juli 2001.

Km raainummer	mrt '96- apr '97	apr '97- okt '98	okt '98- aug '99	aug '99- aug '00	aug '00- jul '01	mrt '96- jul '01
978.945	3	1	2	2	3	8
978.970	2	4	5	1	0	9
979.070	2	2	3	2	0	7
979.095	2	3	1	2	1	9
979.145	2	1	0	2	0	5
979.170	4	1	0	2	2	4
979.195	8	4	5	0	1	16
979.245	2	2	3	1	0	8
979.270	5	4	2	1	2	12
979.295	5	3	1	0	0	8
979.345	-	3	2	2	1	7
979.370	4	4	2	2	3	12
979.395	7	5	5	0	3	19
979.445	4	1	1	4	2	8
979.470	3	3	2	2	0	10
979.495	8	4	2	1	1	12
979.545	3	-	2	0	1	5
979.570	3	2	0	1	0	2
979.595	2	-	2	1	0	2
<i>gemiddeld</i>	3.8	2.8	2.1	1.4	1.1	8.1

Bijlage 6 Aantal proefvlakken waarin de aandachtsoorten voorkomen

		1994	1996	1997	1999	2001
<i>Achillea ptarmica</i>	Wilde bertram	51	24	43	51	64
<i>Alnus glutinosa</i>	Zwarte els	-	-	-	?	1
<i>Butomus umbellatus</i>	Zwanebloem	7	2	28	40	41
<i>Carex acuta</i>	Scherpe zegge	6	-	1	1	-
<i>Carex disticha</i>	Tweerijige zegge	2	-	-	-	-
<i>Cornus spec.</i>	Kornoelje (kweekvorm)	-	-	-	10	13
<i>Eleocharis acicularis</i>	Naaldwaterbies	-	-	-	-	1
<i>Eragrostis pilosa</i>	Straatliefdegras	1	-	-	-	-
<i>Fraxinus exelsior</i>	Gewone es*	3	-	-	-	-
<i>Inula britannica</i>	Engelse alant	1	-	1)	1)	1)
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	-	-	-	1	3
<i>Juncus compressus</i>	Platte rus	8	1	3	5	1
<i>Limosella aquatica</i>	Slijkgroen	5	-	6	29	64
<i>Mentha arvensis</i>	Akkermunt	30	6	19	26	12
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	-	-	-	?	11
<i>Mentha x verticillata</i>	Kransmunt	-	-	-	?	201
<i>Nymphoides peltata</i>	Watergentiaan	-	-	-	?	8
<i>Potentilla supina</i>	Liggende ganzerik	-	1	-	-	-
<i>Pulicaria vulgaris</i>	Vlooienkruid	-	-	-	3	71
<i>Pulicaria dysenterica</i>	Heelblaadjes	-	-	-	-	1
<i>Quercus robur</i>	Zomereik*	3	-	-	-	-
<i>Rorippa austriaca</i>	Oostenrijkse waterkers	8	-	2	-	-
<i>Rubus caesius</i>	Dauwbraam	-	-	-	?	2
<i>Salix alba</i>	Schietwilg	-	-	-	?	23
<i>Salix triandra</i>	Amandelwilg*	2	-	-	4	9
<i>Salix fragilis</i>	Kraakwilg*	-	-	1	-	-
<i>Salix viminalis</i>	Katwilg*	2	-	-	1	17
<i>Thalictrum flavum</i>	Poelruit	-	-	-	?	4
<i>Trifolium fragiferum</i>	Aardbeiklaver	3	-	-	-	-
<i>Veronica beccapunga</i>	Beekpunge	-	-	-	-	1
<i>Veronica catenata</i>	Rode waterereprijs	3	-	20	16	69
Soortenaantal		16	5	9	10	21
tot. aantal proefvlakken:		365	279	254	390	390

1) buiten de geïnventariseerde raaen groot veld Engelse alant aanwezig.

* boomsoorten waarvan zaailingen of jonge exemplaren aanwezig zijn.

? soort die waarschijnlijk in 1999 aanwezig was, de soorten zijn pas in 2001 toegevoegd aan de lijst

Bijlage 7 Aangetroffen broedvogels

	1993	1994	1995 (1)	1996	1997	1998	1999	2000	2001
WATER- EN MOERASVOGELS									
2 Wintertaling								0 tot 1	
2 Krakeend								1	1
3 Zomertaling		0 tot 1				1	1	1	
2 Slobbeend						1 tot 2	1	1	1
2 Grauwe gans									1
? Zwarte zwaan					1				
? Indische Gans	1							3	
? Kolgans						1	1		
1 Canadese gans						1	3	2	1
1 Brandgans							1	2	1
1 Nijlgans		0 tot 1			1	1	1	1	1
? Soepgans						9	3	8	8
1 Bergeend							1		2
1 Wilde eend		4		1	2	3	4	4	3
1 Meerkoet		5	3	1		2	3	5	1
1 Waterhoen	1	1	1	1				1	1
1 Kleine karekiet							1		1
aantal territoria	2	10	4	3	4	19	20	29	22
aantal soorten	2	3 tot 5	2	3	3	8	11	11 tot 12	12
PIONIÉROVOGELS									
2 Kleine plevier			1		2	1	2	3	3
3 Oeverloper									1
2 Vissdief					0 tot 1	0 tot 1	1		0 tot 1
2 Oeverwaluw			1	3 tot 9					
2 Scholekster	0 tot 1	2	1 tot 2	1	3	3	4	4	5
aantal territoria	0	2	3	4	5	4	7	7	9
aantal soorten	0 tot 1	1	3	2	2 tot 3	2 tot 3	3	2	3 tot 4
WEIDEGVOGELS									
2 Gele kwikstaart	1	0 tot 1	1	4	3	5	3	5	2
2 Grutto	0 tot 1	1	1			1			
2 Tureluur		1			1	2		1	1
2 Kievit	7	5	2	1	5	3	1	3	3
aantal territoria	8	7	4	5	9	11	4	9	6
aantal soorten	2	3	3	2	3	4	2	3	3
STRUWEL- EN BOSVOGELS									
1 Merel		1	1						0 tot 1
2 Bosrietzanger					1	2		1	1
1 Rietgors	0 tot 1			1	1	2	3	1	3
2 Spotvogel								1	
2 Grasmus					1				1
1 Fitis				1					
1 Tjiftjaf				1					
1 Houtduif				2		1	1	1	1
1 Ekster		1			1				
aantal territoria	0	2	1	5	4	5	4	4	6
aantal soorten	0	1	1	4	4	3	2	4	4
OVERIGE SOORTEN									
1 Witte kwikstaart				2	1		1		1
aantal territoria	0	0	0	2	1	0	1	0	1
aantal soorten				1	1		1		1
eindtotaal territoria	10 tot 13	21 tot 24	12 tot 13	19 tot 26	23	39 tot 41	36	49 tot 50	44 tot 45
eindtotaal soorten	4 tot 7	9 tot 12	9	12	13	17 tot 18	18	20 tot 21	23 tot 25

Veeleisendheid (Sierdsema 1995)

1 = weinig kritische soorten

2 = vrij kritische soorten

3 = kritische soorten

4 = zeer kritische soorten

5 = in Nederland uitgestorven soorten

? = Sierdsema noemt deze soort niet

Bijlage 8a Aangetroffen niet-broedvogels (gemiddelden over de maxima per telling)

Aangetroffen niet-broedvogels (gemiddelde over maandmaxima mei t/m okt)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Viseters								
Fuut	0	0	0	0,33	0,33	0,17	0,17	0,5
Aalscholver	0	0	0,67	0,17	1,17	1,33	16,83	3
Blauwe reiger	0,83	4,17	0,5	2	3	7,33	2,17	4,67
Lepelaar	0	0	0	0	0	0,83	0	0,67
Ijsvogel	0	0	0	0	0	0	0,17	0,17
Herbivoren								
Knobbelzwaan	0	5,17	0,17	1	1,33	2,33	0,33	2,67
Kleine zwaan	0	0	0	0	0	0	0	0
Zwarte zwaan	0,17	0,33	0	0	0	0,33	0,5	0,67
Indische gans	0	0,5	0	0	3,83	5,67	3,17	3
Canadese gans	0	1,33	0	3,83	5,67	6,83	2,5	9,83
Keizergans	0	0	0	0	0	0,5	0	0,33
Nijlgans	0	1,33	0	0,17	2,5	2,67	0,83	2,33
Soepgans	0	0	4,17	6,17	23,17	38,17	32,67	69,17
Branta hybride	0	0	0	0	0	0,17	0,67	1
Kolgans	0	0	0,33	0	2,17	0,33	5,33	22,5
Grauwe gans	0	0	0	0	4,67	10,67	32,5	108,17
Brandgans	0	0,83	1,17	2,17	2,67	8,83	7,83	14,33
Chinese knobbelgans	0	0	0	0	0	0,17	0,17	0
Toendra rietgans	0	0	0	0	0,17	0,33	0	0,33
Zwaangans	0	0	0	0	0,83	0	0	0
Bergeend	0,17	1,33	0	0	0	1,17	0	2,17
Smient	21,17	14,33	0	0	5,17	0	2	32,17
Krakeend	0,17	0,33	0	0	0	0	0	0,17
Wintertaling	1,17	0	0	0,33	16,33	5	1	30,67
Wilde eend	7,5	8,83	2,67	11	30	21	6,33	33,83
Mandarijneend	0	0	0	0	0	0,17	0	0
Zomertaling	0	0	0	0	0	0,33	0,5	1,33
Pijlstaart	0	0	0	0	0,5	0	0	0
Slobeend	0	0,33	0	0	1,67	0,83	0,33	6,33
Soepeend	0	0	0	0	0	0	0,33	0,17
Tafeleend	0	0	0	0	0	0	0	0
Fazant	0	0	0,33	0,17	0,33	0,17	0,5	0
Waterhoen	0,33	1,67	0,17	0	0,17	1,83	0,33	1,5
Meerkoet	39,5	15,17	2,5	0,67	9,33	18,67	1,67	10,33
Roofvogels								
Sperwer	0	0	0	0	0,17	0,17	0,17	0,17
Buizerd	0	0	0	0	0,17	0,33	0,17	0,17
Visarend	0	0	0	0,17	0	0	0	0
Torenvalk	0	0	0,5	0	0,5	0,5	0,17	0
Boomvalk	0	0	0	0	0,33	0,17	0,17	0
Steltlopers								
Scholekster	11	9,67	1	3,5	18,67	9,67	18,5	26,17
Kluut	0	0	0	0	0	0	0	0,17
Kleine plevier	0,5	0,83	0	0,17	0,33	1,83	1,33	2,5
Bontbekplevier	0	0	0	0	0,17	0	0	0
Zilver plevier	0	0	0	0	0	0,17	0	0
Kievit	16,83	29,17	2,17	20,5	15	12,33	25	122,33
Kleine Strandloper	0	0,17	0	0,17	0	0,5	0	0
Bonte Strandloper	0,17	0,17	0	0	0	1,83	0	0
Kemphaan	0,83	2,17	0	0,17	0,17	2,33	0,17	2,83
Bokje	0,17	0	0	0	0	0	0	0
Watersnip	19,67	1,17	3,17	3,83	56,33	7	26,5	26,67
Grutto	182,67	0,83	0,17	0	0	7,33	0,17	39,5
Regenwulp	0,17	0	0	0	0	0	0,17	0
Wulp	0,33	0	0	0	0	0	0	0,17

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
.....								
Zwarte ruiter	0,17	0	0	0	0	0,17	0	0
Tureluur	1,67	1,67	0,33	1,33	0,83	4,83	1	11
Groenpootruiter	0,17	0,17	0	0	0,17	0,33	0,5	0,33
Witgatje	0,67	0	0	0,33	0	0,5	0,67	0,17
Bosruiter	0	0,17	0	0,17	0	1,17	0,33	0,17
Oeverloper	5,5	5,17	1,67	4,83	2,83	4,17	2,5	3,5
Meeuwen								
Kokmeeuw	156,33	32,17	105,5	130,33	63,5	44,67	41,67	109,17
Stormmeeuw	0,5	2,17	4,5	1,17	1,67	1,5	0,83	1,17
Kleine mantelmeeuw	0	0	0,33	0	0	0,67	0	0,17
Zilvermeeuw	0,17	14,17	10,67	0,33	0	0,83	1,17	0,5
Grote mantelmeeuw	0	0	0	0,33	0	0,17	0	0,17
Geelpootmeeuw	0	0	0	0	0	0,17	0	0
Visdief	0,67	1,17	0,17	0,17	1,5	1,33	0	1,33
Zwarte stern	0	0,33	0	0	0	0,67	0,5	0,17
Insecten en zaad-eters								
Holenduif	0	0	0,5	0	0	0	0,17	0,5
Houtduif	0,67	0	1,33	0,67	0,67	1,33	1,5	0,83
Koekoek	0	0	0	0	0	0	0,17	0
Gierzwaluw	0	1,67	0	0,33	0	2,67	0,33	2,67
Veldleeuwerik	0	0	2	0,33	0	0	0	0
Oeverzwaluw	0	0,5	3,5	0	0	0	0	1,17
Boerenzwaluw	0	1,83	2,67	1,67	19	22,5	4,67	2,67
Huiszwaluw	0	13,33	1,33	0,5	0,17	3,5	0,17	0,83
Boompieper	0	0	0,17	0	0	0	0	0
Graspieper	0	0	3,33	1	0	2,83	1,5	3,67
Waterpieper	0	0,17	0	0	0	0	0	0,5
Oeverpieper	0	0	0,17	0	0	0	0	0
Gele kwikstaart	0,33	8,83	3,17	10,67	3,5	5	4,17	1,17
Grote gele kwikstaart	0	0	0,5	0	0,17	0	0	0
Witte kwikstaart	1,67	5,67	3,67	3,17	3,17	7,17	3,33	1,33
Rouwkwik	0	0	0	0	0	0	0	0
Winterkoning	0	0	0	0	0	0	2,17	0,17
Heggenus	0	0	0	0	0,17	0,17	0,17	0,33
Roodborstje	0	0	0	0	0	0	0	0,17
Zwarte roodstaart	0	0	0	0	0	0	0	0
Paapje	0	0	0,33	0	0,17	0	0,5	0
Tapuit	0	0,17	0,17	0,17	0,17	0	0,17	0,17
Merel	0	0	0	1	1,33	1	0,67	1,5
Zanglijster	0	0	0	0	0	0	0,5	0,67
Koperwiek	0	0	0	0	0	0,33	0	0,17
Sprinkhaanzanger	0	0	0	0	0,17	0	0	0
Rietzanger	0	0	0,17	0,33	0,17	0	0	0
Bosrietzanger	0	0	0,17	0,33	0,33	0	0,33	0
Waterrietzanger	0	0	0	0	0,17	0	0	0
Kleine karekiet	0	0	0,33	0	0	0,17	0,17	0
Braamsluiper	0	0	0	0,17	0	0	0	0
Grasmus	0	0	0,17	0,17	0	0,17	0,33	0
Tijftjaf	0	0	0	1,83	2	1,5	0,67	1
Fitus	0	0	0	0	0,17	0	0	0
Goudhaan	0	0	0	0	0	0	0,17	0,17
Staartmees	0	0	0	0	0	0,33	0	0
Pimpelmees	0	0	0	1,67	3,83	1	2,17	2
Koolmees	0	0	0,17	1,17	0,67	0,17	0,33	1
Kauw	0	0	0,33	8	0	0	0,5	0
Ekster	0	0,17	0	0	0	1,33	0,33	0,5
Roek	0	0	0	0,83	0	0	0	0
Zwarte kraai	0	0,67	2,33	2,83	2,33	2,67	4,33	3
Spreeuw	3,17	23,33	19,17	100,17	37	21,17	18,33	5,17
Huismus	0	0	0	0	0,17	0	1,17	0,83
Ringmus	0,83	0	61,67	2,33	5,17	0	0,67	0,17
Vink	0	0	0	0	0	0	0	0,17
Groenling	0	0,17	0	0	0	0,67	0,67	0,17
Putter	0	0	0,5	3,5	1,67	0,5	5,33	4
Kneu	4,5	0,17	5	3,67	4,83	1,33	10,5	5,33
Rietgors	0	0	5,67	7,83	1,67	2	2,5	1,17
.....								
<i>Totaal aantal vogels</i>	<i>2474,33</i>	<i>2208,67</i>	<i>2257,33</i>	<i>2346,83</i>	<i>2364,17</i>	<i>2319,67</i>	<i>2309,17</i>	<i>2754,67</i>
<i>Aantal soorten</i>	<i>34</i>	<i>44</i>	<i>48</i>	<i>52</i>	<i>62</i>	<i>76</i>	<i>76</i>	<i>80</i>

Bijlage 8b Aangetroffen niet-broedvogels (vogeldagen)

Aangetroffen niet-broedvogels (aantal vogeldagen)

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Viseters						zonder april
Fuut	0	19,5	27,5	13,5	5	46,5
Aalscholver	72,5	37,5	84,5	74,5	998	261,5
Blauwe reiger	30	135,5	375,5	696	309,5	475
Lepelaar	0	0	0	27,5	0	28
Ijsvogel	0	0	0	0	16	8
Herbivoren						
Knobbelzwaan	43,5	62	122	122,5	15	135
Kleine zwaan	0	0	0	0	0	0
Zwarte zwaan	0	0	0	51,5	193	34,5
Indische gans	0	0	339	340,5	471	221,5
Canadese gans	0	221,5	343	430,5	197	590,5
Keizergans	0	0	0	35	0	17
Nijlgans	0	11	180	404,5	61,5	158
Soepgans	404	296	1969	2978,5	4724	5602
Branta hybride	0	0	0	7	50,5	50
Kolgans	16	0	114	42	443,5	1653,5
Grauwe gans	0	0	255,5	320	2862,5	6340,5
Brandgans	63	237	172	561	1204,5	806,5
Chinese knobbelgans	0	0	0	6,5	10,5	0
Toendra rietgans	0	0	7,5	29	0	12
Zwaangans	0	0	69	0	0	0
Bergeend	0	11,5	0	79,5	0	107,5
Smient	368	0	458,5	0	646	2956,5
Krakeend	0	0	0	0	0	9,5
Wintertaling	34,5	861,5	1215,5	418	841,5	3420
Wilde eend	296,5	1047	2881,5	1638,5	687,5	3651
Mandarijneend	0	0	0	5	0	0
Zomertaling	0	0	0	22,5	16	84,5
Pijlstaart	0	88	22,5	0	0	0
Slobeend	0	286	177,5	39,5	11,5	435
Soepeend	0	0	0	0	10,5	2
Tafeleend	0	0	0	0	0	0
Sperwer	0	0	6	8,5	15	6,5
Buizerd	0	0	6,5	15	16,5	6,5
Visarend	0	8,5	0	0	0	0
Torenvalk	44,5	0	26	18,5	27	0
Boomvalk	0	0	15	6,5	14,5	0
Fazant	13	7	20,5	8,5	63,5	0
Waterhoen	7	0	11	93,5	20,5	105,5
Meerkoet	500,5	50	780	1132	879,5	788,5
Steltlopers						
Scholekster	148	355	1366,5	706	769	2417
Kluut	0	0	0	0	0	3
Kleine plevier	0	7	8	107,5	60	192,5
Bontbekplevier	0	0	8	0	0	0
Zilver plevier	0	0	0	17,5	0	0
Kievit	122	1098,5	864	1447,5	1843	5480
Kleine Strandloper	0	7	0	52,5	0	0
Bonte Strandloper	0	0	0	192,5	0	0
Kemphaan	0	7	11,5	181,5	845,5	313,5
Bokje	0	0	18	0	0	0
Watersnip	154	340,5	5269,5	2678	3123	2336,5
Grutto	1010,5	0	36	257	15	4201
Regenwulp	0	0	0	0	376,5	448
Wulp	0	0	0	0	0	14
Zwarte ruiter	0	0	0	14,5	0	0
Tureluur	23,5	108	57	498	70,5	597

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
.....						
Groenpootruiter	0	0	14,5	57	30	14
Witgatje	0	13,5	0	20,5	87,5	16
Bosruiter	0	23,5	0	65,5	38	15,5
Oeverloper	130,5	281,5	286,5	352	223,5	314,5
Meeuwen						
Kokmeeuw	7131,5	10204,5	5040	3129	2299	6298,5
Stormmeeuw	231,5	100,5	133	113,5	124,5	84,5
Kleine mantelmeeuw	36	0	0	54	0	8,5
Zilvermeeuw	1480,5	14	0	77,5	124,5	44
Grote mantelmeeuw	11,5	24	0	59,5	16	13
Geelpootmeeuw	0	0	0	3,5	0	0
Visdief	9	5	54	88,5	0	45,5
Zwarte stern	0	0	0	47	40	6
Insecten en zaadeters						
Holenduif	54	0	0	0	5	27,5
Houtduif	108,5	59	42	89,5	95,5	39
Koekoek	0	0	0	0	7	0
Gierzwaluw	0	16	0	180	21	149,5
Veldleeuwerik	108,5	24	0	0	0	0
Oeverzwaluw	356	0	0	0	0	97,5
Boerenzwaluw	192,5	76	1203	1494	324	171,5
Huiszwaluw	114,5	24	11,5	262,5	13,5	17,5
Boompieper	7,5	0	0	0	0	0
Graspieper	195	85	0	201,5	118	182
Waterpieper	0	0	0	0	0	24
Oeverpieper	8,5	0	0	0	0	0
Gele kwikstaart	191	844,5	234,5	390	511	87
Grote gele kwikstaart	54	0	11	0	0	0
Witte kwikstaart	319	192	187,5	548,5	262	96,5
Rouwkwik	0	0	36	0	0	0
Winterkoning	0	0	0	0	143	8,5
Heggemus	0	0	8	7	6,5	20
Roodborstje	11,5	0	0	0	0	8
Zwarte roodstaart	11,5	0	0	0	0	0
Paapje	13,5	0	11	0	32,5	0
Tapuit	22	15	11	0	14	13,5
Merel	0	56	73,5	58	92	103,5
Zanglijster	0	0	0	0	45,5	40
Koperwiek	0	0	0	17	0	8
Sprinkhaanzanger	0	0	11	0	0	0
Rietzanger	7	25	11	0	0	0
Bosrietzanger	25,5	36	17	0	22	0
Waterrietzanger	0	0	8,5	0	0	0
Kleine karekiet	15	0	0	6,5	2,5	0
Braamsluiper	0	8	0	0	0	0
Grasmus	11	11	0	6	33	0
Tijftjaf	0	110	177,5	96,5	49,5	64,5
Fitus	0	0	11	0	0	0
Goudhaan	0	0	0	0	19	7,5
Staartmees	0	0	0	20	0	0
Pimpelmees	0	107	262,5	45	325	110,5
Koolmees	7,5	56	34	10	21	51
Kauw	12	490	0	33	37,5	0
Ekster	0	0	0	65,5	22	37,5
Roek	0	37,5	0	0	0	0
Zwarte kraai	205	292	186	256,5	302,5	246
Spreeuw	1159,5	5541,5	2818,5	1767,5	998,5	253,5
Huisemus	0	0	11,5	0	87,5	21
Ringmus	5700	242,5	439	0	84	8,5
Vink	0	0	0	0	0	8
Groenling	0	0	0	50	20	2
Putter	21	214,5	89,5	16,5	271	210,5
Kneu	337,5	295	262	55	538	299
Rietgors	600	699	72,5	135,5	215	96
.....						
Totaal aantal vogeldagen	24246	27522,5	31084	27656	31635	55385,5
Aantal soorten	53	56	65	77	77	81

Bijlage 9 Figuren niet-broedvogels

