



inbo



Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek

Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oevers- dedigingstechnieken langs de Moervaart

3e inventarisatie

Vermeersch Sophie & Pieter Dhaluin

Auteurs:

Vermeersch Sophie & Pieter Dhaluin
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

sophie.vermeersch@inbo.be

Wijze van citeren:

Vermeersch, S. & Dhaluin, P. (2012). Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeververdedigingstechnieken langs de Moervaart. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (64). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2012/3241/357

INBO.R.2012.64

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Plasberm op het traject Daknambrug-Pieter Heydensveer

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Waterwegen en Zeekanaal, NV, Afdeling Bovenschelde, Guldensporenpark 105 - 9820 Merelbeke



Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeververdedigingstechnieken langs de Moervaart

3^e inventarisatie

Vermeersch, S. & Dhaluin, P.

Samenvatting

1.1 Probleemstelling

Deze studie behelst de evaluatie van de aangelegde NTMB-oeveren langs de Moervaart. De oeveren van de Moervaart zijn overwegend smal, steil en onderhevig aan een sterke golfslag ten gevolge van pleziervaart. Voor een optimale ecologische ontwikkeling van de rivieroeveren dient men te streven naar het maximaal behoud van de natuurlijke oeveren (zonder dijklichaam) en de toepassing van NTMB-oeveren waar de ontwikkeling van natuurlijke oeveren niet mogelijk is door ruimtegebrek of overstromingsgevaar voor woonkernen. Verschillende NTMB-typen werden langs de Moervaart toegepast: kokosrollen met breuksteen en schanskorven, kokosrollen op schanskorven, palen met wiepen zonder plasbermen, palen met wiepen en plasbermen, palen met wiepen en plasbermen waar ook beplante kokosrollen werden geplaatst.

In 2006 werd voor de evaluatie van de verschillende oevertypes een monitoringsplan opgesteld (Vermeersch & Declerck 2006). In de periode 2005 en 2006 werden alle NTMB-oeveren voor een eerste maal geïnventariseerd, in de periode 2007-2008 vond de tweede inventarisatiefase plaats en in de periode 2010-2011 werden de meest dynamische oeveren voor een derde maal geïnventariseerd. Dit verslag geeft de resultaten van beide monitoringscampagnes weer en legt de nulsituatie voor volgende inventarisatieperiodes vast. Beide onderzoeksresultaten werden met elkaar vergeleken. Waar mogelijk werden trends aangegeven.

1.2 Opzet en doelstellingen van de studie

Dank zij de verzamelde monitoringsgegevens kunnen verschillende onderzoeksvragen beantwoord worden:

- Hoe evolueren de ecologische waarden van oeveren die volgens NTMB-principes zijn aangelegd?
- Biedt de aanleg van kokosrollen zonder verdedigingsconstructie voldoende garanties voor een duurzame bescherming van de oever?
- Hoe snel kan oevervegetatie naakte rivieroeveren koloniseren, om zodoende de beschermende functie van de palen en wiepen over te nemen?
- Waar bevinden zich de uitbreidingshaarden van invasieve of andere aandachtsoorten?

Om tot een evaluatie van de biologische kwaliteit te kunnen overgaan, zijn metingen noodzakelijk op niveau van soorten, soortgroepen en gemeenschappen. Graadmeters voor biologische kwaliteit zijn:

- biodiversiteit;
- natuurlijkheid;

- kenmerkendheid, bepaald door de ecologische soortengroepen en de voortplantingsstrategie van soorten;
- volledigheid, bepaald door de diversiteit aan groeivormen.

1.3 Onderzoeksresultaten

1.3.1 Hoe evolueren de ecologische waarden van een oevers die volgens NTMB-principes zijn aangelegd?

1.3.1.1 Vegetatiekundige analyse

Gradiëntanalyse

In de analyse konden verschillende vegetatiegroepen onderscheiden worden:

- rietvegetaties, duidelijk gerelateerd aan de vochtige milieus;
- nitrofiele zomen, gecorreleerd met de stikstofrijke milieus;
- moerasvegetaties, met afhankelijk van de locatie een preferentie voor vochtige en/of basenrijkere milieus, al zijn de correlaties minder duidelijk;
- droge ruigten, met ondanks hun verschillende soortensamenstelling een preferentie voor zuurdere milieus;
- graslandtypen, gekarakteriseerd door een grote heterogeniteit, in het bijzonder wat de voedselrijkdom betreft.

Aan de hand van de soortensamenstelling kan de gradiënt loodrecht op de rivier geanalyseerd worden. Aangezien het waterpeil in de Moervaart constant gehouden wordt met het peil van het kanaal Gent-Terneuzen, is op de oevers een vegetatiezonering waarneembaar die bepaald wordt door verschillen in overstromingstolerantie. Deze gradiënt kan gemaskeerd zijn door de aanwezigheid van grote soorten met grote laterale uitbreidingscapaciteit zoals Riet. Soms kan Riet heel snel een gehele oever koloniseren, ook op plaatsen die minder gunstig zijn, zoals de drogere delen van de oever.

De NTMB-oevers evolueren over het algemeen naar een vochtiger en/of minder zuur systeem. Dit betekent dat globaal het aandeel oeverplanten over de drie inventarisatieperioden is toegenomen.

Na drie opeenvolgende inventarisatierondes waren alle vooroeverconstructies met palen en wiepen en kokosrollen gestabiliseerd. Dit betekent dat er tussen de laatste twee inventarisaties geen significante verschillen meer merkbaar waren wat betreft de gradiëntontwikkeling van de vegetatie. Voorspellingen met betrekking tot het verloop van een verwachte vegetatie-ontwikkeling tussen de vooroever en de kruin, is momenteel onmogelijk omdat verklarende variabelen zoals bv. golfslag niet worden opgemeten. Na de stabilisatie van de vegetatieontwikkeling kunnen wel een aantal gemeenschappelijke kenmerken voor deze type NTMB-oever afgeleid worden. Voor een NTMB-constructie met een maximale breedte voor de luwe zone van 1,6 m, ontstaat het vochtgradiënt op ongeveer 1 m van de vooroever. Algemeen kan wel gesteld worden dat de gradiënt in het nutriëntgehalte ontstaat tussen 1 m en 1,6 m vanaf de vooroeverconstructie en stijgt naar de kruin toe.

Wat betreft de NTMB-constructies met vooroevers, maar zonder aanleg van kokosrollen, werd slechts een enkel traject opnieuw geïnventariseerd. Alle andere trajecten vertoonden reeds na de tweede inventarisatieronde een minder dynamisch verloop. Een volgende inventarisatieronde zou uitsluitsel moeten geven over de stabiliteit van de vegetatieontwikkeling. Indien geen significante verschillen waarneembaar zijn, zou in regel de vegetatieontwikkeling gestabiliseerd zijn na 2 à 3 jaar wat sneller is dan bij de plaatsing van kokosrollen, tenzij deze met riet werden ingeplant. Een mogelijke oorzaak hiervoor is dat de ingezaaide kokosrollen wisselende slaagkansen vertonen en een barrière kunnen vormen voor de ontwikkeling van streekeigen vegetaties met o.a. riet, rietgras, liesgras, wolfsfoot, moerasvergeet-mij-nietje, moerasandoorn, grote kattenstaart, watermunt, waterweegbree. Uitzonderingen hierop zijn de NTMB-oeveren waar de kokosrollen ingeplant werden met riet. Dit riet ontwikkelt zich sneller dan mogelijke propagulen die meegevoerd werden door de rivier.

Kolonisatievermogen en planteneigenschappen

Per traject is nagegaan wat het aandeel van de typische oeversoorten is. Deze vormen een goede indicatie van het stadium waarin de ontwikkeling van de NTMB-oever zich bevindt. Goed ontwikkelde oevervegetaties vervullen niet enkel een ecologische functie, maar spelen ook een functionele rol als oeverbescherming. De aanzet tot de ontwikkeling van oevervegetaties gebeurt moeizaam bij constructies met palen en wiepen zonder plasbermen. Palen met wiepen én plasbermen, al dan niet met de plaatsing van kokosrollen, vertonen doorgaans een beter ontwikkelde oevervegetatie met een hoger relatief aandeel van typische oeversoorten, door de ruimte die hen geboden wordt.

Soorten van vochtige milieus blijken een reeks morfologische aanpassingen te bezitten waardoor ze zich beter via het water kunnen verspreiden. Een hoog percentage van soorten die langs de vochtgradiënt gelegen zijn maken gebruik van vegetatieve voortplanting. Een groter aandeel van soorten die op de natste delen van de gradiënt gelegen produceren een groot aantal zaden en een kleiner aandeel maakt een zaadbank aan. In de loop van de tijd worden deze soorten echter uitgeconcentreerd door soorten met vegetatieve voortplanting.

Bij de aanleg van nieuwe plasbermen en de herprofilering van de oevers, zal de ontwikkeling van soortenrijke oevergemeenschappen en welke soorten er zich zullen vestigen, onder meer afhankelijk zijn van:

- de abiotische eigenschappen van de oevers (hellingsgraad);
- de beschikbaarheid van de getransporteerde of aanwezige propagulen in aantal en soortensamenstelling (zaadbank en propagulen);
- de samenstelling en abundantie van de nabijgelegen populaties.

In een breder perspectief kan het belang aangehaald worden van een continu riviersysteem voor het behoud van de regionale biodiversiteit, zoals dit nu ook grotendeels voor de Moervaart geldt (met uitzondering van zijlopen). Sluizen en stuwen isoleren individuele riviersegmenten en kunnen lange afstandsverspreiding bemoeilijken.

Opvolging diversiteit aan groeivormen

Zoals eerder vermeld vormt de diversiteit aan groeivormen een maatstaf voor het ecologisch functioneren van oeverecosystemen. Deze analyse is gebaseerd op verschillende

steekproeven over 100m-trajecten van diverse aaneengesloten en homogene vegetatietypen. Oevers die geherprofileerd werden, zijn weinig divers wat het aantal groeivormen betreft. Na een aantal jaren ontwikkelt zich een nat/droog gradiënt, waardoor de diversiteit toeneemt. De opkomst van Grote waternavel betekent wel een bedreiging voor deze diversiteit. Door zijn dominant karakter verdwijnen waterplanten en sommige oeverplanten. Bovendien zal men ook rekening moeten houden met de karakteristieken van de oevers en oeververdedigingen en de breedte van de plasbermen, waardoor men niet overal zal kunnen verwachten dat een goed ecologisch functioneren bereikt wordt.

1.3.1.2 Broedvogels

De ecologische karakterisering van oevers is in deze studie niet louter beperkt tot een vegetatiekundige analyse. Ook de evolutie van broedvogels wordt opgevolgd in functie van de vegetatieontwikkeling op de NTMB-oevers.

Waterrijke gebieden zijn belangrijke broedgebieden voor vogels. Aan de hand van een territoriumkartering worden de aanwezige broedvogelsoorten vastgesteld samen met hun aantallen en broedlocaties.

Aangezien de Moervaart gekarakteriseerd wordt door smalle oevers, behoort het overgrote deel van de broedvogels tot de groep van watervogels of moeras- en rietvogels. De meest kenmerkende soorten zijn kleine karekiet en bosrietzanger. Van een grote groep soorten werden broedgevallen waargenomen aan de landzijde van de oeverzone.

1.3.2 Biedt de aanleg van kokosrollen zonder verdedigingsconstructie voldoende garanties voor een duurzame bescherming van de oever?

Zowel het NTMB-oeverbeschermingstype "kokosrollen, breuksteen en schanskorven" als "kokosrollen op schanskorven" hebben wisselende slaagkansen. Binnen hetzelfde type zijn er locaties waar ze zich handhaven en locaties waar ze beschadigd zijn. De trend die vastgesteld werd na de tweede inventarisatiefase, wordt bevestigd na de derde inventarisatiefase. De oorzaken voor het falen van de aanleg heeft onder andere te maken met de stabiliteit van de constructie. Op sommige plaatsen zijn de kokosrollen gekanteld of zijn ze van tussen de palen weggespoeld.

1.3.3 Waar bevinden zich de uitbreidingshaarden van invasieve of andere aandachtsoorten?

Lange termijn monitoringsstudies hebben aangetoond dat veranderingen in de beschikbaarheid van nutriënten een sleutelrol spelen bij het onder controle houden van invasieve soorten. Indien de voedselrijkdom van het systeem wijzigt, zoals bv. het verbeteren van de waterkwaliteit, zal empirisch en op lange termijn kunnen vastgesteld

worden of hiermee de verspreiding en ontwikkeling van Grote waternavel beperkt wordt. Momenteel kon er (nog) geen oorzakelijk verband vastgesteld worden tussen de uitbreiding van grote waternavel en de verbetering van de waterkwaliteit van de Moervaart. Anderzijds is het bestrijdingsplan van W&Z, waarbij machinale en manuele bestrijding gecombineerd wordt, wel efficiënt voor het onder controle houden van de populaties van grote waternavel. Een aandachtspunt evenwel is erop toezien dat de waternavelpakketten niet op de oevers worden gedeponeerd.

1.3.4 Adviezen met betrekking tot inrichting en beheer

Om een optimale inrichting en ontwikkeling van plasbermen langs de Moervaart te garanderen, worden in deze studie een aantal aanbevelingen gegeven, zoals:

- het vermijden van vraat door vee;
- het vermijden van bodemcompactering;
- het gebruik van streekeigen plantmateriaal;
- het aanwenden van plantensoorten in functie van oeverbescherming;
- het modelleren van de kenmerken van de aangebrachte wiepenconstructies in functie van de rivier- en scheepskaracteristieken;
- aandacht voor flauw hellende oevers en diepte/breedte van de plasberm;
- het landinwaarts creëren van ruimte.

Het beheer van de NTMB-oevers heeft betrekking op een aangepast maaibeheer van rietkragen, invasieve exotenbestrijding, het verwijderen van zwerfvuil en toezicht op pesticidengebruik.

1.3.5 Verdere opvolging van de oevers van de Moervaart

De toekomstgerichte opvolging van de NTMB-oevers langs de Moervaart biedt een unieke kans om kennis op te bouwen met betrekking tot de oeverproblematiek en de kenmerken van kleine bevaarbare waterlopen met steile oevers waar de ruimte voor aanleg van natuurvriendelijke oevers beperkt is:

- de vegetatieontwikkeling en groeivormen kunnen op een wetenschappelijk verantwoorde manier opgevolgd worden naar locatie en kolonisatiegraad. Dit zal een efficiënte beoordeling naar beschermingsgraad van de oevers toelaten.
- de toekomstgerichte opvolging van de NTMB-oevers langs de Moervaart maakt het bijgevolg ook mogelijk om op efficiënte en kostenbesparende wijze onderhoud- of herstelmaatregelen toe te passen;
- exoten (of andere aandachtsoorten) en de evolutie ervan kunnen op een gedetailleerde wijze opgevolgd worden.

Bovendien biedt de aanpak zoals voorgesteld in de studie volgende voordelen:

- een gedetailleerde aanpak in de beginfase laat een gedifferentieerde aanpak toe in een latere periode: trajecten die op termijn gekarakteriseerd worden door relatief stabiele vegetatietypen kunnen minder intensief gemonitord worden. Afhankelijk van het vegetatietype dat op de oevers voorkomt kan een gedifferentieerde aanpak toegepast worden. Ook trajecten die gevoelig zijn voor snelle vegetatieveranderingen zoals gradiëntrijke oevers of gevoelige trajecten voor verspreidingshaarden van exoten kunnen ook op gedetailleerde wijze worden opgevolgd;
- waar mogelijk zullen oevers geïnventariseerd worden voor de aanleg van natuurvriendelijke oevers.

Een randbemerking is hier wel dat niet meetbare factoren, zoals het behandelen van de oevers met pesticiden, overdreven snelheid van recreatievaart en het destabiliseren van het dijklichaam door sluikverkeer, de analyse en het vormen van conclusies kunnen bemoeilijken.

Inhoud / Lijst van figuren & tabellen

1.1	Probleemstelling.....	4
1.2	Opzet en doelstellingen van de studie	4
1.3	Onderzoeksresultaten	5
1.3.1	Hoe evolueren de ecologische waarden van een oevers die volgens NTMB-principes zijn aangelegd?	5
1.3.2	Biedt de aanleg van kokosrollen zonder verdedigingsconstructie voldoende garanties voor een duurzame bescherming van de oever?	7
1.3.3	Waar bevinden zich de uitbreidingshaarden van invasieve of andere aandachtsoorten?	7
1.3.4	Adviezen met betrekking tot inrichting en beheer	8
1.3.5	Verdere opvolging van de oevers van de Moervaart	8
1	Inleiding.....	14
1.1	Verantwoording	14
1.2	Algemene systeemkenmerken en functies van oeverzones: een synthese	15
1.2.1	Definitie van oeverzone/natuurvriendelijke oever	15
1.2.2	Ecologische en geomorfologische processen en relaties	15
1.2.3	Bedreigingen voor oevers	17
1.2.4	Voordelen en beperkingen van de toepassing van NTMB-oevers	19
1.2.5	Potentie van NTMB-oevers	20
1.3	Beschrijving van het studiegebied	22
1.3.1	De Moervaart.....	22
1.3.2	Beschrijving van de NTMB-oevers langs de Moervaart	31
1.4	Monitoringsdoelstellingen	47
2	Materiaal en methode.....	48
2.1	Gegevensverzameling	48
2.1.1	Locaties	48
2.1.2	Inventarisatiemethode	50
2.2	Gegevensverwerking.....	52
2.2.1	Karakterisatie van de oevers volgens abiotische gradiënten	52
2.2.2	Karakterisatie van de oevers volgens biotische gradiënten.....	53
2.2.3	Evolutie van vegetatie op kokosrollen	60
2.2.4	Kolonisatie van naakte rivieroevers.....	60
2.2.5	Opvolging aandachtsoorten	61
3	Resultaten	62
3.1	Karakterisatie van de oevers volgens abiotische gradiënten (Ellenbergwaarden)	62
3.2	Karakterisatie van de oevers volgens biotische gradiënten (Ecologische waarde)	71
3.2.1	Ecologische karakterisatie van de trajecten.....	71
3.2.2	Ecologische soortengroepen.....	77
3.2.3	Voortplantings- en verspreidingsstrategie.....	86
3.2.4	Diversiteit aan groeivormen.....	96
3.2.5	Inventarisatie broedvogels	102
3.3	Evolutie van vegetatie op kokosrollen	108
3.4	Opvolging van aandachtsoorten	113
3.4.1	Grote waternavel.....	113
3.4.2	Japanse duizendknoop	122
3.4.3	Sleutelfactoren.....	123

4	Adviezen met betrekking tot inrichting en beheer	124
4.1	Inrichtingsmaatregelen	124
4.2	Beheermaatregelen	126
5	Verdere planning	131

OVERZICHT TABELLEN

Tabel 1.	Type oeververdediging met aandeel oeverlengte (toestand 2000 en 2007, ongewijzigd in 2011). De lengtes werden afgeleid uit GIS-bestanden	23
Tabel 2.	Aandeel oevers ingericht via NTMB. De lengtes werden afgeleid uit veldmetingen	31
Tabel 3.	Locaties en oevertypes langs de Moervaart (W&Z dossier bestek)	48
Tabel 4.	Aangepaste Tansleyschaal voor waterlopen	53
Tabel 5.	Verschillende groei- en levensvormen van de soorten waargenomen in de Moervaart	56
Tabel 6.	Evaluatie van het aantal groeivormen voor het goed functioneren van een ecosysteem aan de hand van een scoresysteem voor een waterlooptype vergelijkbaar met de Moervaart	60
Tabel 7.	Steekproef van trajecten met homogene vegetatietypen	71
Tabel 8.	Percentage van het drijvend vermogen (DV) van zaden in stagnerend en stromend water uitgerekend voor het 90-, 75-, 50-, 25- en 10-percentiel (uitgedrukt in dagen)	88
Tabel 9.	Percentage van soorten die een bepaalde DV-waarde (drijvend vermogen) overschrijden in dagen zowel voor de toestand van stagnerend water (a) als voor stromend water (b). Er wordt een gemiddelde voor alle soorten berekend per plantengemeenschap	91
Tabel 10.	Evaluatie van het goed ecologisch functioneren ter hoogte van de verschillende proeftrajecten volgens criteria van ecologisch functioneren:	96
Tabel 11.	Inventarisatie van de broedvogels langs bepaalde trajecten van de NTMB-oevers gedurende het broedseizoen 2005, nl. adretcostort, Overledebrug-Kalvebrug, spoorwegbrug Suikerfabriek-zwaaikom, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer en Pieter Heydensveer-Daknambrug	102
Tabel 12.	Inventarisatie van de broedvogels langs bepaalde trajecten van de Moervaart gedurende het broedseizoen 2006, nl. kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene	103
Tabel 13.	Inventarisatie van de broedvogels langs alle NTMB-trajecten van de Moervaart gedurende het broedseizoen 2010	104
Tabel 14.	Overzicht van de NTMB-oevers met kokosrollen op schanskorven en oevers met kokosrollen, breuksteen en schanskorven	110
Tabel 15.	Overzicht van de bedekkingsgraad van de kokosrollen en het aandeel van typische soorten over het hele traject berekend	111
Tabel 16.	Evolutie van het voorkomen van Grote waternavel langs de NTMB-oevers van de Moervaart. Op de locaties waar geen constructie gespecificeerd is, gaat het om palen en wiepen	113

Tabel 17. Evolutie van het voorkomen van Japanse duizendknoop langs de NTMB-oeveren van de Moervaart. Op de locaties waar geen constructie gespecificeerd is, gaat het om palen en wiepen.....	122
--	-----

Tabel 18. Overzicht van de locaties en tijdstippen die in de afgelopen jaren geïnventariseerd werden (afstanden volgens W&Z)	131
--	-----

OVERZICHT FIGUREN

Figuur 1. Type dwarsprofiel met kokosrollen, breuksteen en schanskorven (naar W&Z, dossier bestek)	36
Figuur 2. Type dwarsprofiel van plaatsing van kokosrollen op schanskorven (naar W&Z, dossier bestek)	38
Figuur 3. Dwarsprofiel van palen en wiepen zonder plasbermen (naar W& Z, dossier bestek) ..	39
Figuur 4. Dwarsprofielen van palen met wiepen en plasbermen (naar W&Z dossier bestek)	41
Figuur 5. Dwarsprofielen van palen met wiepen en plasbermen waarvan het nat gedeelte tot 2,5 m reikt (naar W&Z dossier bestek).....	42
Figuur 6. Profielen met voorbeplante kokosvezelmatten (4/4) (naar W&Z dossier bestek)	45
Figuur 7. Profielen met voorbeplante kokosvezelmatten (8/4) (naar W&Z dossier bestek)	45
Figuur 8. Schematische voorstelling van de inventarisatiemethode volgens transecten (in bovenaanzicht)	50
Figuur 9 Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Kanaal van Stekene/ Sinaaibrug (RO)	63
Figuur 10. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Daknambrug/ Pieter Heydensveer (LO)	64
Figuur 11. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)	64
Figuur 12. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene (LO)	65
Figuur 13. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Daknambrug/Pieter Heydensveer (RO) (palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen)	66
Figuur 14. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Dambrug/ spoorwegbrug suikerfabriek (LO)	67
Figuur 15. CCA van 24 steekproeftrajecten (met 172 soorten) ter hoogte van de NTMB-oeveren van de Moervaart die op drie tijdsintervallen werd en geïnventariseerd (eigenwaarde as 1=0,61; eigenwaarde as 2=0,46; eigenwaarde as 3=0,09);	73
Figuur 16. CCA van 21 steekproeftrajecten (met 172 soorten) ter hoogte van de NTMB-oeveren van de Moervaart die op drie tijdsintervallen werden geïnventariseerd (eigenwaarde as 1=0,61; eigenwaarde as 2=0,46; eigenwaarde as 3=0,09)	75
Figuur 17. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen zonder plasbermen; inventarisatie 2005	78
Figuur 18. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen zonder plasbermen; inventarisatie 2007	78
Figuur 19. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Dambrug/ Spoorwegbrug suikerfabriek – palen met wiepen zonder plasbermen; inventarisatie 2005.....	79

Figuur 20. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Dambrug/ Spoorwegbrug suikerfabriek – palen met wiepen zonder plasbermen, inventarisatie 2007.....	79
Figuur 21. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Dambrug/ Spoorwegbrug suikerfabriek –palen met wiepen zonder plasbermen, inventarisatie 2010.....	80
Figuur 22. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Heirbaanbrug/ Lokeren (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2008	82
Figuur 23. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Heirbaanbrug/ Lokeren (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2010	82
Figuur 24. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2005.....	84
Figuur 25. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2007.....	84
Figuur 26. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2010.....	85
Figuur 27. Verspreidingsstrategie (uitgedrukt in %) van de verschillende plantensoorten die langs de oevergradiënt "Dambrug/ spoorwegbrug Suikerfabriek (LO)" gelegen zijn (palen met wiepen zonder plasbermen); inventarisatie 2010	92
Figuur 28. Verspreidingsstrategie (uitgedrukt in %) van de verschillende plantensoorten die langs de oevergradiënt "Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene (deel 2-LO)" gelegen zijn (palen met wiepen en plasbermen); inventarisatie 2010.....	93
Figuur 29. Verspreidingsstrategie (uitgedrukt in %) van de verschillende plantensoorten die langs het traject "Heirbaanbrug/ Lokeren (LO)" gelegen zijn (palen met wiepen zonder plasbermen); inventarisatie 2008	94
Figuur 30. Verspreidingsstrategie (uitgedrukt in %) van de verschillende plantensoorten die langs het traject "Heirbaanbrug/ Lokeren (LO)" gelegen zijn (palen met wiepen en plasbermen); inventarisatie 2010.....	94
Figuur 31. Concentraties van nutriënten (N) ter hoogte van de Overledebrug	115
Figuur 32. Concentraties van nutriënten (N) ter hoogte van de Coudenbormbrug.....	115
Figuur 33. Conductiviteit en pH ter hoogte van de Overledebrug.....	116
Figuur 34. Conductiviteit en pH ter hoogte van de Coudenbormbrug	116
Figuur 35. Concentratie zwevende stof en zuurstof ter hoogte van de Overledebrug	117
Figuur 36. Concentratie zwevende stof en zuurstof ter hoogte van de Coudenbormbrug	117
Figuur 37. Concentratie nutriënten (P) ter hoogte van de Overledebrug.....	118
Figuur 38. Concentratie nutriënten (P) ter hoogte van de Coudenbormbrug.....	118
Figuur 39. Oppervlakte (m ²) van grote watervlavel dat uit de Moervaart verwijderd werd tussen oktober 2004 en december 2011.....	119
Figuur 40. Evolutie van de kostprijs voor de bestrijding van grote watervlavel op de Moervaart tussen 2004 en 2011	120

1 Inleiding

1.1 Verantwoording

De doelstellingen van W&Z met betrekking tot de Moervaart beogen het creëren en het verder uitbouwen van de recreatieve faciliteiten, zowel op het water als op de oever. Dit impliceert de sanering van aanlegsteigers, de aanleg van visplaatsen, het verharderen van jaagpaden (W&Z 2002b). De grote druk van de recreatievaart heeft er echter toe geleid dat de oevers onderhevig zijn aan beschadiging door golfslag. Het intensief gebruik van de jaagpaden op sommige trajecten heeft ertoe geleid dat de Moervaart en haar oevers volledig van het valleisysteem gescheiden werden, wat een bijkomende druk op de natuurwaarden langs de rivier veroorzaakt.

De laatste jaren heeft W&Z, Afdeling Bovenschelde, bijzondere inspanningen geleverd om de natuurfunctie van de oever bij infrastructuurwerken op te waarderen, door het creëren van geschikte voorwaarden om de natuur spontaan te laten ontwikkelen. Bij vernieuwing of herstelling van oeverversterkingen streeft W&Z ernaar om tot een geïntegreerde visie te komen en te overwegen om alle functies van de oever als één geheel te beschouwen. Naast de civieltechnische eisen voor waterbeheersing en transport, dienen ook de landschappelijke, ecologische, cultuurhistorische en recreatieve functies van de oever en de dijk beschouwd te worden (W&Z 2002b).

Langsheen de Moervaart werden verschillende typen natuurvriendelijke oeververdedigingen aangewend, met als doel:

- voorkomen dat oevererosieprocessen een toename in de totale sedimentlast veroorzaken, wat stroomafwaarts onvermijdelijk cumulatieve effecten zal veroorzaken;
- beschermen van diepgewortelde oevervegetatie, wiens functie erin bestaat om de oevers te stabiliseren en luwe zones te creëren;
- het behoud van optimale diepte/breedte verhoudingen van de rivier voor de ontwikkeling van volwaardige habitateigenschappen voor vissen (AWZ 2002a; W&Z 2002b).

De natuurvriendelijke oeververdedigingen langs de Moervaart bestaan voornamelijk uit plasbermen afgeboord door palen- en wiepen. Op sommige secties werden dergelijke constructies gecombineerd met de aanleg van kokosrollen. Elders werden wegens ruimtegebrek, kokosrollen rechtstreeks op de schanskorven aangebracht.

Door W&Z, Afd. Bovenschelde, werd aan het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek verzocht om de natuurvriendelijk ingerichte oevers langsheen de Moervaart te monitoren.

Afhankelijk van de locatie bleken de slaagkansen voor het stand houden en het ontwikkelen van de vegetatie variabel. Dit was een eerste aanzet voor W&Z, Afd. Bovenschelde om de evolutie van de NTMB-oevers langs de Moervaart op te volgen en te evalueren.

In 2005 en 2006 werd hiervoor een monitoringsplan opgemaakt (Vermeersch & Declerck 2006) en een eerste inventarisatiecampagne uitgevoerd. In 2007 en 2009 werden tussentijdse verslagen opgesteld. Dit is het derde tussentijds verslag, waarbij de minst stabiele constructies een derde inventarisatieronde en meest recent aangelegde NTMB-oevers een tweede inventarisatieronde ondergingen. Ter volledigheid werden ook de trajecten tussen de Pieter Heydensveer en Daknambrug op linker- en rechteroever geïnventariseerd. Het doel was om na te gaan wat de invloed is van de recent heraangelegde vooroevers op linkeroever in vergelijking tot de vooroever op de rechteroever.

1.2 Algemene systeemkenmerken en functies van oeverzones: een synthese

Om de ecologische waarden van de rivier en haar oevers te kunnen inschatten en in een volledig kader te situeren wordt er kort ingegaan op de natuurlijke processen die de ontwikkeling van de oevers bepalen.

1.2.1 Definitie van oeverzone/natuurvriendelijke oever

De oeverzone omvat de riviergeul tussen de lage en hoge waterpeilen.

Volgens het decreet integraal waterbeleid (18 juli 2003; B.S. 14 november 2003) is dit de strook land vanaf de bodem van de bedding van het oppervlaktewaterlichaam en die een functie vervult inzake de natuurlijke werking van het watersysteem of het natuurbehoud of inzake de bescherming tegen erosie of inspoeling van sedimenten, bestrijdingsmiddelen of meststoffen.

In natuurlijke of halfnatuurlijke systemen omvat dit ook het terrestrisch gedeelte van het landschap vanaf de hoogwaterlijn naar hoger gelegen gebieden waarvan de vegetaties beïnvloed worden door hoge watertafels of overstromingen en door de capaciteit van de bodems om water te weerhouden (Aanen *et al.* 1990; Naiman *et al.* 1993). Oeverzones bezitten diverse mozaïeken van landvormen, gemeenschappen en milieus binnen een breder landschap. Ze vormen het kader voor het begrip van de organisatie, de diversiteit en de dynamiek van gemeenschappen geassocieerd met rivierecosystemen (Grégory *et al.* 1991; Naiman *et al.* 1993). Een waaijer aan natuurlijke verstoringen veroorzaakt ruimtelijke en tijdsgebonden omgevingsmozaïeken.

In het kader van het integraal waterbeleid wordt er steeds meer aandacht besteed aan natuurvriendelijke oevers. Een natuurvriendelijke oever is een oever, waarbij naast de waterkerende functie expliciet rekening gehouden wordt met natuur en landschap in ontwerp, aanleg, inrichting en beheer, terwijl zo mogelijk ook aan de eisen, die andere functies aan de oever stellen wordt voldaan. Wanneer een oever beschermd moet worden wordt een natuurvriendelijke oeververdediging aangelegd en indien nodig of wenselijk

worden natuurtechnische oeverinrichtings- en beheersmaatregelen toegepast (Duijn 1994).

1.2.2 Ecologische en geomorfologische processen en relaties

Oeverzones bezitten specifieke fysische, chemische en biotische eigenschappen, energie- en materiaalfluxprocessen, maar ze zijn uniek met betrekking tot hun interacties met naburige ecologische systemen (Risser 1993). Oeverzones kunnen het niveau van overstromingen beperken en bezitten verschillende vochtregimes waardoor aan de behoeften van diverse plantensoorten wordt voldaan. Habitats langs de oevergradiënt worden blootgesteld aan verschillende overstromingsfrequenties, -duur en -amplitude (Naiman *et al.* 2005). Materiaal dat aan de rivier toegeleverd wordt is afkomstig van de erosie van hoger gelegen gebieden en van rivieroevers, een proces dat beïnvloed wordt door de sterkte en het herstelvermogen van de aanwezige wortelsystemen (van der Welle & Declerck 2001). Rivieroevers die grotendeels verstoken zijn van vegetaties zijn vaak onstabiel en onderworpen aan grondverlies (Beeson & Doyle 1995).

- Oevervegetaties wijzigen het sedimenttransport door het vastleggen van materiaal, een proces dat vooral belangrijk is in relatief gradiëntarme milieus (van der Welle & Decler 2001). Door de aanbreng van humische stoffen bewerkstelligen ze een bodemverbetering. Ze beschermen de oever eveneens tegen klimatologische omstandigheden zoals hevige wind en overmatige zonnestraling (Craig 2000). Anderzijds beïnvloeden oevervegetaties ook de hydraulica van de geul, het debiet en de stroming door hun biotechnische kenmerken (Morgan & Rickson 1995; Couper 2004). Hierbij is de erosiedynamiek afhankelijk van de sedimentbeschikbaarheid en het transportregime (Benda *et al.* 2004). Ze vormen een fysische structuur die de kracht van het water afremt (Hupp *et al.* 1995; Craig 2000).
 - Waterplanten bevinden zich geheel onder water of hebben drijvende bladeren, hun bloeiwijze steekt meestal boven het water uit, hun wortels bevinden zich in het water of zijn verankerd in de bodem. Ze komen voor op plaatsen met voldoende licht en niet te veel stroming (tot 0,7 - 0,8 m/s²) (CUR, 1999a). De kwaliteit van het rivierwater, de troebelheid en tijdstip, frequentie en duur van overstromingen bepalen welke soorten in een bepaalde waterloop voorkomen. Voor bepaalde vissen en amfibieën vormen waterplanten paai-, schuil- en eiafzetplaatsen. Voor bepaalde vogels, macrofauna en vissen zijn ze een voedselbron.
 - Moerasplanten of helofyten staan met de wortels in de onderwaterbodem, terwijl de rest van de plant zich boven water bevindt. Dergelijke moerasvegetaties zijn zeer insectenrijk. Riet, grote en kleine lisdodde zijn hiervan de bekendste voorbeelden. Daarnaast is deze plantengordel een belangrijk broed-, leef- en voedselgebied voor water- en zangvogels.
 - Ruigtekruiden wortelen boven de waterlijn. Ze vormen een leefgebied voor veel insecten die een voedselbron vormen voor insectenetende vogels.
 - Bomen en struiken stabiliseren de oever door hun bedekking en densiteit, maar voornamelijk door hun wortelstelsel (Abernethy & Rutherford 2000).
- Oevers spelen een rol bij de retentie en het cycleren van nutriënten en pollutanten (Florsheim *et al.* 2008). Oevers vormen de laatste buffer ter bescherming van waterorganismen en ter behoud van een goede waterkwaliteit (Andrew 2005).
- Oeverzones zijn potentieel gevoelige sites voor interacties tussen biologische populaties en hun controlerende variabelen, bezitten een relatieve hoge biodiversiteit en behouden kritische habitats voor zeldzame en bedreigde soorten (Aanen *et al.* 1990; Hansen & Castri 1992; Risser 1993; van der Welle & Decler 2001). In vergelijking tot andere habitats bezitten oevers een grotere complexiteit en diversiteit wat fauna en flora betreft (Robins 2002). Over het algemeen betreft het voedselrijk en productief substraat waar diverse vegetatietypen voorkomen. De structuur van de oevervegetatie bepaalt meestal twee omgevingsgradiënten een longitudinale gradiënt (evenwijdig met de rivier) en een longitudinale gradiënt (parallel met de rivier). Deze gradiënten interageren met alluviale processen en resulteren hierdoor in een verhoogde soortendiversiteit. Omgevingsvariabelen zoals bodemvochtigheid, nutriëntrijkdom, drainage en lichtinval variëren in functie van de ligging van de rivieroevers. Deze variatie draagt bij tot de diversiteit in soorten die op de oevers voorkomen.

Vogelgemeenschappen zijn gevoelig voor de kwaliteit van oevervegetaties (Croonquist & Brooks 1993). De vernietiging van de oevervegetatie veroorzaakt lokale uitroeiing en vermindert het vermogen van sommige populaties om sites te rekoloniseren (Knopf & Samson 1994). Voor bepaalde vissen, amfibieën en insecten vormen water- en oeverplanten paai-, schuil- en eiafzetplaatsen. Voor bepaalde vogels, macrofauna en vissen zijn ze een voedselbron (Benke & Wallace 1990; Graf *et al.* 2002; Robins 2002).

De ruigtekruiden die boven de waterlijn wortelen, vormen een leefgebied voor veel insecten, invertebraten, kleine zoogdieren, amfibieën die een voedselbron vormen voor vogels (Andrew 2005).

Macro-invertebraten zijn afhankelijk van de kwaliteit van het substraat. Deze bestaat bij voorkeur uit grootkorrelig sediment, waarbij zuurstofuitwisseling wordt vergemakkelijkt en de tussenruimten benut worden als bescherming tegen predatoren. Het sediment dient als hechtingsplaats voor o.a. bivalven en dient als voedselbron voor microscopische algen. Bovendien vormt het organisch materiaal afkomstig van oevervegetaties de primaire voedselbron voor invertebraten. Bomen langs de oever veranderen het aquatisch microklimaat en behoudt lagere watertemperaturen (Florsheim *et al.* 2008).

- Oeverzones vormen ook ecologische corridors. Ze vormen sleutelcomponenten in het behoud van ecologische connecties langsheen brede en dynamische omgevingsgradiënten (Naiman *et al.* 1993; van der Welle & Decleer 2001). Het beste bewijs van het gebruik van oeverzones als corridors door planten zijn de invasies van exotische soorten. Aanpassingen van vele waterplanten omvatten de verspreiding van vegetatieve fragmenten en zaden over grote afstanden (Sauer 1988). Interactieve processen blijken echter de vestiging van exotische soorten in oeverzones te controleren (Décamps *et al.* 1995). Niettemin, werden biologische invasies versneld door menselijke activiteiten (Lodge 1993). Dit is onder andere het geval voor grote watervluis.

1.2.3 Bedreigingen voor oevers

Het grensvlak tussen terrestrische en zoetwaterecosystemen is bijzonder gevoelig voor milieuveranderingen (Malanson 1993). Door een voortschrijdende antropogene druk op zoetwaterecosystemen, wordt het herstelvermogen sterk bedreigd. Hierdoor wordt het herstel na een ingreep steeds problematischer. In vele systemen hebben de verstoringen door menselijke activiteiten geleid tot een veranderd fysische habitat en ecologisch functioneren van natuurlijke systemen. De stressfactoren zijn zowel intern, bv. directe vervuiling en morfologische aanpassingswerken van de rivierloop, als extern bv. veranderingen in grondgebruik in de vallei.

- In vele systemen hebben de verstoringen door menselijke activiteiten geleid tot een veranderd fysisch habitat en ecologisch functioneren van natuurlijke systemen. De stressfactoren zijn zowel intern, bv. directe vervuiling en morfologische aanpassingswerken (bedijking, harde oeververdedigingen) van de rivierloop, als extern bv. veranderingen in grondgebruik in de vallei.
- De belangrijkste antropogene factoren die rivieroevers en oevervegetatie beïnvloeden zijn intensief gebruik van de rivierloop voor o.a. scheepvaart, begrazing, diverse constructies zoals dijken, sluizen, dammen, het kanaliseren van de loop, urbane ontwikkeling, intensivering van de landbouwpraktijken en chemische belasting door het gebruik van pesticiden (Knighton, 1984; Aanen *et al.*, 1990).
- Oeverstabiliteit kan beïnvloed worden door de kwantiteit en grootte van riviersedimenten, het vullen of uitschuren van de rivierbedding, het bodemtype van de rivieroevers, kunstwerken, golfslag door scheepvaart en veranderingen in de oevervegetatie. Ook vertrappeling door vee kan schade veroorzaken aan de oevers en de oevervegetatie (Platts & Nelson, 1985). Plaatsen waar de breedte van de rivierloop toeneemt, vertonen dikwijls tekenen van oevererosie zoals vegetatieloze

oevers, ondergraven oevers en oeeververzakkingen. Oeevererosie kan ontstaan in de rivierloop of op de oevers zelf.

In de sterk gewijzigde situatie van de Vlaamse rivieren, waarbij natuurlijke oeeverzones op veel plaatsen vervangen werden door dijken, een onevenwichtig sedimenttransport heerst en scheepvaart een grote impact uitoefent op de oever, is oeevererosie vanuit veiligheidsoverwegingen meestal niet wenselijk. Oeeververdedigingen worden geplaatst om het erosieproces een halt toe te roepen. Vrij eroderende oevers zijn dan ook een zeldzaam fenomeen in Vlaanderen.

Toegenomen sedimenten en nutriënten in waterlopen leiden tot een verlies aan habitats, een vermindering van diversiteit van flora en fauna (Robins 2002). Oeevervegetaties beschermen de rivier door het vertragen van de oppervlakkige afstroom en het bufferen van nutriënten en sedimenten wanneer diffuse vervuiling aanwezig is. Afwezigheid van vegetatie kan leiden tot erosie en stabiliteitsverlies van de oevers. De combinatie van de wortelsystemen van bomen, houtkanten en kruidachtige planten zorgen ervoor dat de bodem op grote diepte (tot 3 m) wordt gestabiliseerd. Moerasplanten reduceren de stroomsnelheid van het water (Coops & Van Der Velde 1995).

De bootrompen en -schroeven kunnen tot de fysische beschadiging en ontworteling leiden van oever- en waterplanten. De turbulentie veroorzaakt door schepen, verhoogt de turbiditeit waardoor het lichtregime onder water te klein wordt om fotosynthese toe te laten (Murphy & Eaton 1983). De biomassa van ondergedoken waterplanten is negatief gecorreleerd met zwevende stof en het scheepsverkeer (Wilby & Eaton 1996).

Harde oeeverstructuren verhogen de stroomsnelheid van het water langs de oever, waardoor de vestiging of overleving van vele oeverplanten belemmerd wordt (Fischenich 1997). De complexiteit van de vaargeul wordt gereduceerd door veranderingen die geïnduceerd worden door de harde oeeverstructuren: verdwijnen van onregelmatigheden in de oever en variaties in de vaargeulbreedte, homogeniseren van de stroomsnelheid in de omgeving van de oever, creëren van migratieknelpunten ter hoogte van de zijlopen, verlies van natuurlijke oeversubstraat en beperkingen van morfologische aanpassingen die soms vereist zijn voor een stabiele oever. Bovendien bieden complexe oeeverzones een grotere diversiteit van voedselbronnen en fysische habitats dan algemene plantengemeenschappen van uniforme ouderdom en soortensamenstelling die kenmerkend zijn voor gestabiliseerde oevers (Grégory *et al.* 1991; Naiman *et al.* 1993, 2005; Ward & Trockner 2001). De totale soortenrijkdom is negatief gecorreleerd met de harde oeeververdedigingen en het scheepsverkeer maar neemt toe met de afstand tot de vaargeul (Wilby & Eaton 1996).

De aanleg van harde oeeververdedigingen waarbij oeevererosie/sedimentatieprocessen beperkt worden, leidt eveneens tot ongewenste secundaire effecten. Het zwaartepunt van erosie kan op die manier verlegd worden door de aanpassing van de rivier aan de verharde structuren. Een cyclus van toegenomen stroomsnelheid kan geïnduceerd worden in combinatie met een beperkt sedimententoevoer, waardoor de vaargeul uitgediept wordt. De uitdieping kan op zijn beurt erosie versnellen, waardoor bestaande oeeverstructuren inefficiënt worden en gedestabiliseerd kunnen worden door een voortschrijdende erosie. Aangezien iedere nieuwe structuur interageert met erosie/sedimentatieprocessen, kan erosie naar een nieuwe locatie verschuiven. Hierdoor kan een kettingreactie veroorzaakt worden bij dewelke ieder nieuw geërodeerd traject zal verhard worden. Het resultaat wordt dan een progressieve verharding van de oevers waarbij finaal de totale oeeverlengte verhard wordt (Florsheim *et al.* 2008).

1.2.4 Voordelen en beperkingen van de toepassing van NTMB-oeveren

De voordelen in vergelijking tot harde oeververstevingingen kunnen als volgt opgesomd worden (niet-limitatief) (Lachat 1998):

- toenemend dynamisch efficiënte methode voor het garanderen van oeverstabiliteit;
- sterke en soepele constructies (verankering in de bodem en niet enkel steun op de oever);
- hydromechanische werking van de vegetatie in de bodem: absorptie en verdamping van water, vertraging van de waterafvoer;
- de relatie tussen de waterloop en de grondwaterlagen wordt niet verstoord;
- de impact van de werf op de omgeving is minimaal;
- verbetering van het zelfreinigend vermogen van de waterloop op het niveau van beworteling;
- toename van de biodiversiteit en de waarde van het milieu;
- genetisch reservoir (met die verstande dat er met streekeigen soorten en populaties wordt gewerkt);
- toename van de concentratie zuurstof in het water en het beletten van een te sterke opwarming door beschaduwing;
- vermindering van de turbiditeit in het water;
- vermindering van de kans op algenbloei;
- inpassing in het landschap;
- op standaardwerken van oeververstevingingen (beperkte verwachte erosie, beperkte kunstmatigheid) wordt de kostenbesparing tussen 40 en 90% begroot.

De beperkingen zijn vaak gerelateerd tot groeiomstandigheden van de vegetaties (Lachat 1998):

- afhankelijk van de toegepaste techniek, is het stabiliserend vermogen niet maximaal na het beëindigen van de werken. De stabiliteit van de oever kan echter verhoogd worden door gebruik te maken van geotextiel of een sterkere verankering aan de basis van het talud;
- limiterende factoren kunnen o.a. zijn: getijden, sterke helling en hevige golfslag, ruimtegebrek;
- de aanleg van NTMB-oeveren vereist meestal een grotere mankracht, waarvan een bepaalde expertise van vereist is.

1.2.5 Potentie van NTMB-oeveren

In een niet-getij beïnvloed systeem hebben plasbermen een groot potentieel. De ondiepe zones kunnen bijdragen tot de ontwikkeling van water- en oeverplantengemeenschappen (Wilby & Eaton 1996; Boedeltje *et al.* 2001). De ontwikkeling van deze gemeenschappen, bestaande uit wortelende, ondergedoken of drijvende soorten, elders in de rivier wordt grotendeels te niet gedaan door golfslag (Vermaat & De Bruyne 1993).

Door de belangrijke rol van wortelende water- en oeverplanten in de structuur en het functioneren van zoetwaterecosystemen (Jeppesen *et al.* 1997), is de realisatie van de vereiste habitats door middel van NTMB-oeveren voor deze soorten belangrijk. Hiertoe zijn maatregelen vereist voor de reductie van de turbiditeit en de sedimentatiesnelheden. In sommige omstandigheden zal slib en sediment verwijderd moeten worden (Holmes & Hanbury 1995). In Nederland wordt het weghalen van sediment langsheen de bevaarbare kanalen gepland om de 10 à 15 jaar. Het welslagen van de herstelmaatregelen zal afhankelijk zijn van de beschikbaarheid en de verspreiding van propagulen van oever- en waterplanten (zaden, wortelende vegetatiefragmenten) in het habitat en van de zaadbank (Harper 1977). Een randopmerking hierbij is dat de belangrijkste componenten van de zaadbank uit oeverplanten en terrestrische planten bestaan. Ze zullen enkel kunnen kiemen bij lage waterniveaus (Boedeltje *et al.* 2003).

De aanwezigheid van ondiepe oeverhabitats met een verminderde dynamiek, biedt mogelijkheden voor de ontwikkeling van hoogproductieve soorten zoals grote lisdodde, liesgras en grote egelskop. In dergelijke habitats komen ook kleinere moerasplanten en waterplanten van stilstaande waters (sterrenkroos, kroos, waterpest, hoornblad) frequenter voor. De bereikte oppervlakte van deze bestanden bereiken echter zelden het functioneel en ecologisch belang van de uitgebreide rietmoerassen in andere wetlandhabitats (Wilby & Eaton 1996).

Er is een duidelijke nood aan een herstel van oeverzones waarbij duurzame ecologische diensten behouden worden en ecosysteemfuncties en habitatgradiënten hersteld worden gezien het belang van zoetwaterecosystemen in het leveren van ecologische (garanties voor een goede waterkwaliteit, levering van biomassa en biodiversiteit onder de vorm van een brede waaier van habitats en soorten,...) of culturele (bv. esthetische en recreatieve) diensten (van der Welle & Decler 2001; Covich *et al.* 2004).

Om de slaagkansen van herstelprojecten van oeverzones te garanderen, kunnen ze volgens verschillende criteria geëvalueerd worden. Deze criteria omvatten (Giller 2005):

- een dynamisch ecologisch streefbeeld van een gezondere rivier;
- een verbetering van de ecologische omstandigheden dat tot een meer duurzaam en veerkrachtig systeem leidt;
- er mag aan het systeem geen blijvende schade toegebracht worden;
- ieder herstelproject dient gepaard te gaan met monitoring voor, na en gedurende de werken. Dit levert niet enkel informatie aan over de efficiëntie van de herstelprojecten maar levert ook gegevens om de kennis over herstelmogelijkheden te vergroten (Gillilan *et al.* 2005; Jansson *et al.* 2005);
- indien mogelijk kan er een beschrijving of een voorspelling uitgevoerd worden van de ecologische mechanismen die bepalend moeten zijn voor het slagen van een herstelproject. Dit zal niet enkel toelaten om te begrijpen waarom bepaalde herstelprojecten slagen, maar ook een krachtig kader voorzien voor advisering van

toekomstige succesvolle strategieën met betrekking tot herstelwerken in het riviersysteem.

1.3 Beschrijving van het studiegebied

1.3.1 De Moervaart

De Moervaartvallei vormt een ca. 1.200 m brede, zeer vlakke depressie op 3-5 m T.A.W. De noordrand ervan is tamelijk steil en dus duidelijk (abrupt hoogteverschil van 2 m), terwijl de zuidrand heel geleidelijk oploopt.

De lengte van de Moervaart bedraagt 22.330 m (kaart 1 en 2). De dwarsprofielen hebben een wisselende doorsnede. In het eerste gedeelte van de Moervaart tussen het kanaal Gent-Terneuzen tot het einde van het rechtgetrokken gedeelte van de Moervaart in Mendonk bedraagt de breedte van de vaargeul 24,00 m voor schepen tot 2.000 ton. Vanaf de eigenlijke kronkelende Moervaart tot de dam van de Durme in Lokeren bedraagt de vaargeul minimaal 5,90 m en de diepgang wordt tot een derde gereduceerd (1,70 m) (AWZ 2002).

Het waterpeil in de Moervaart wordt op een kunstmatige wijze geregeld, op ongeveer 4,45 m TAW, door de open verbinding met het kanaal Gent-Terneuzen. Dit is op vele plaatsen hoger dan de omliggende terreinen. Het nagenoeg vlakke en laaggelegen terrein in combinatie met de kunstmatig hoge waterstand in de ingedijkte Moervaart zorgt ervoor dat de afvoer met mechanische hulpmiddelen zoals pompstations dient te geschieden (VMM, Afd. Water 2000a; Soresma-Haecon-Technum 2003).

De Moervaart bezit over haar gehele loop slecht ontwikkelde structuurkenmerken, o.a. wat betreft de ontwikkeling van holle oevers en het ontbreken van een stroomkuilenpatroon. Hierbij zijn oeververdedigingen bepalend voor de verdere ontwikkeling van de waterloop en hebben ze een directe invloed op het beoordelen van de structuurkenmerken van waterlopen. Het gebruik van de verschillende oeververdedigingstechnieken toegepast op de Moervaart in de periode 2000-2007 is weergegeven in tabel 1.

Tabel 1. Type oeververdediging met aandeel oeverlengte (toestand 2000 en 2007, ongewijzigd in 2011). De lengtes werden afgeleid uit GIS-bestanden

Type constructie	toestand 2000	%	toestand 2007	%
	lengte (in m)		lengte (in m)	
breuksteen en grond	15.560	27	11.702	20
damplanken	1.037	2	1.037	2
gestabiliseerde wand in dijklichaam	521	1	521	1
houten damplanken	767	1	767	1
kaaimuur	3.330	6	3.107	5
natuurlijke oever	20.529	36	11.333	20
schanskorven	13.610	24	11.448	20
toepassing van natuurvriendelijke materialen	2.102	4	17.542	31
Totaal	57.458	100	57.458	100

Tussen het kanaal Gent-Terneuzen en de John Kennedybrug vormen kaaimuren het belangrijkste oevertype. Dit oevertype is gericht op economische exploitatie. De Moervaart is hier breed (vaargeul van 24,00 m) en diep (diepgang 4,50 m) en dat blijft zo tot aan de kerk van Mendonk. Op dit gedeelte zijn de oevers niet meer beschermd, zodat ze langzaam afkalven door de golfslag (AWZ 2002).

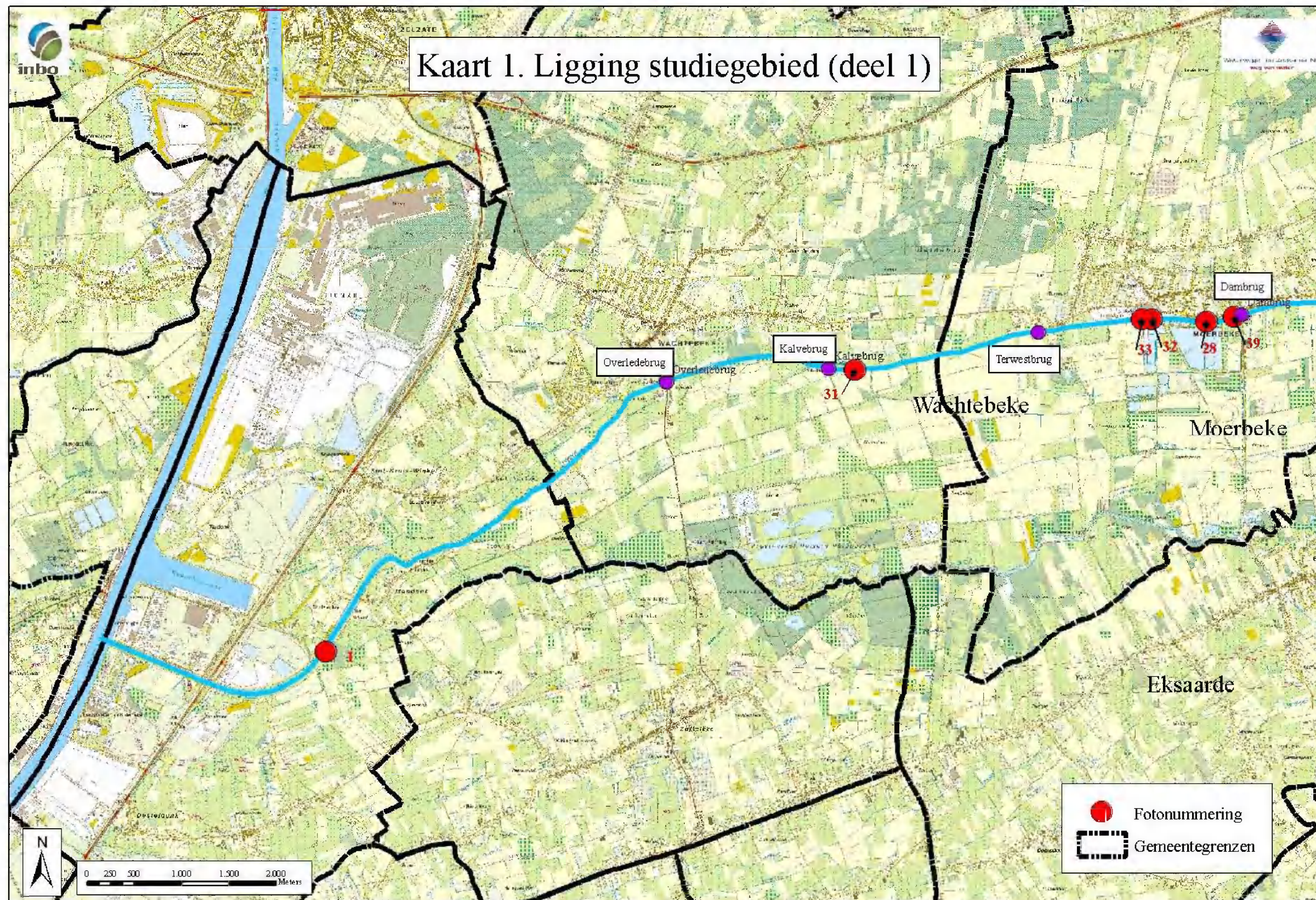
Een tweede type betreft op elkaar gestapelde schanskorven. Dit type oeververdediging is bouwkundig-technisch verantwoord voor het verwezenlijken van steile oevers, met beperkte plaats voor de aanleg van een jaagpad. Evenwel is dit oevertype duur en tevens milieu- en omgevingsonvriendelijk. Een afwerking met grond zou dit kunnen verbeteren. Om hieraan te verhelpen werd bij het ontwerp van het bestek voor oeververdedigingswerken langs de rechteroever van de Moervaart in Sinaai uitgegaan van een breuksteenbestorting met schanskorfmatten die, na plaatsing, worden bedekt met 10 cm grond en onmiddellijk worden ingezaaid. Ze kunnen toegepast worden op plaatsen waar er overstromingsgevaar dreigt voor de omwonenden (AWZ 2002).

Het oevertype, dat maximaal dient worden nagestreefd, is de natuurlijke oever. Gelet op de integratie in het landelijke karakter van de Moervaart en de Durme, is het behoud van de natuurlijke oevers wenselijk (AWZ 2002) (Foto 1).



Foto 1. Natuurlijke oevers ter hoogte van Mendonk

Op de plaatsen waar niettemin toch een versterking nodig is (bij gevaar voor overstromingen zoals ten zuiden van de Daknamse Meersen), kan de uitvoering dusdanig zijn dat het ecologische potentieel van de oevers en de relatie met de vallei maximaal behouden blijven (Foto 2).



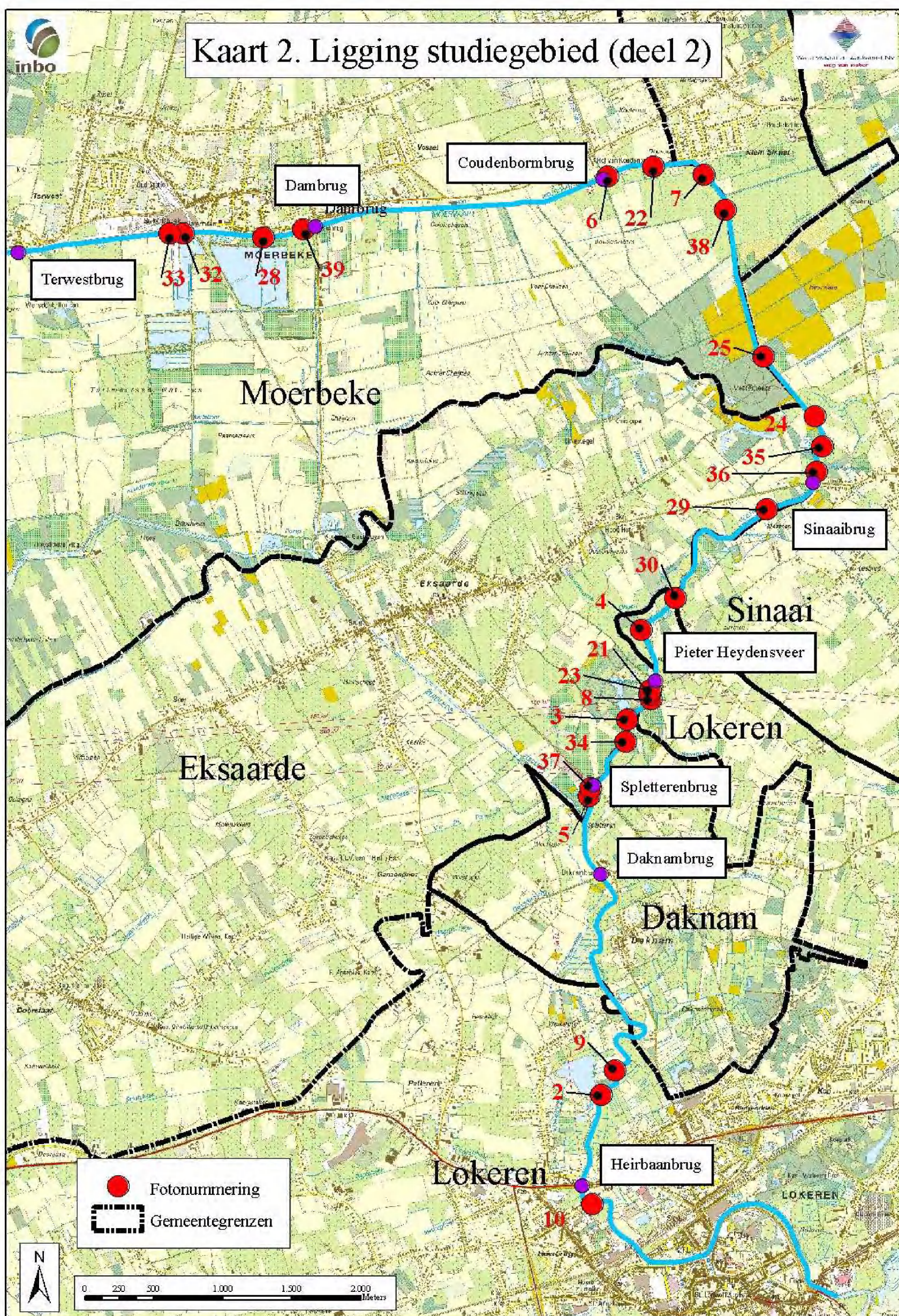




Foto 2. Afkalvingen op de oevers stroomafwaarts de Heirbaanbrug (2000)

Dit kan door de realisatie van vooroevers, waar mogelijk. Op plaatsen waar de achterliggende gronden als potentiële overstromingsgebieden kunnen fungeren, worden er bij voorkeur geen harde constructies aangebracht. Zodoende zal men er voor garant staan dat het aspect van integraal waterbeheer niet gehypothekeerd wordt.

Wanneer men een balans opmaakt van de verschillende typen oeverconstructies in 2000 en 2007, werden in eerste instantie de natuurlijke oevers vervangen door NTMB-oevers (16%). Dit is o.a. het geval voor de oevers langs het Adretcostort (LO) en de oevers tussen het Pieter-Heydensveer en de Daknambrug (foto 3), tussen het kanaal van Stekene en de Sinaaibrug, stroomopwaarts de Coudenbormbrug (RO).

In mindere mate werden ook breuksteen met grond (7%) of schanskorven (4%) vervangen door NTMB-oevers. In dit laatste geval werden NTMB-oevers vooral beperkt tot het plaatsen van kokosrollen op schanskorven. Voorbeelden hiervan vindt men stroomopwaarts de Overledebrug (LO) en tussen de Spletterenbrug en de Zuidlede (LO) (Tabel 1).



Foto 3. Herprofilering van de oevers bij de inrichting op het traject Daknambrug-P. Heydensveer (RO).

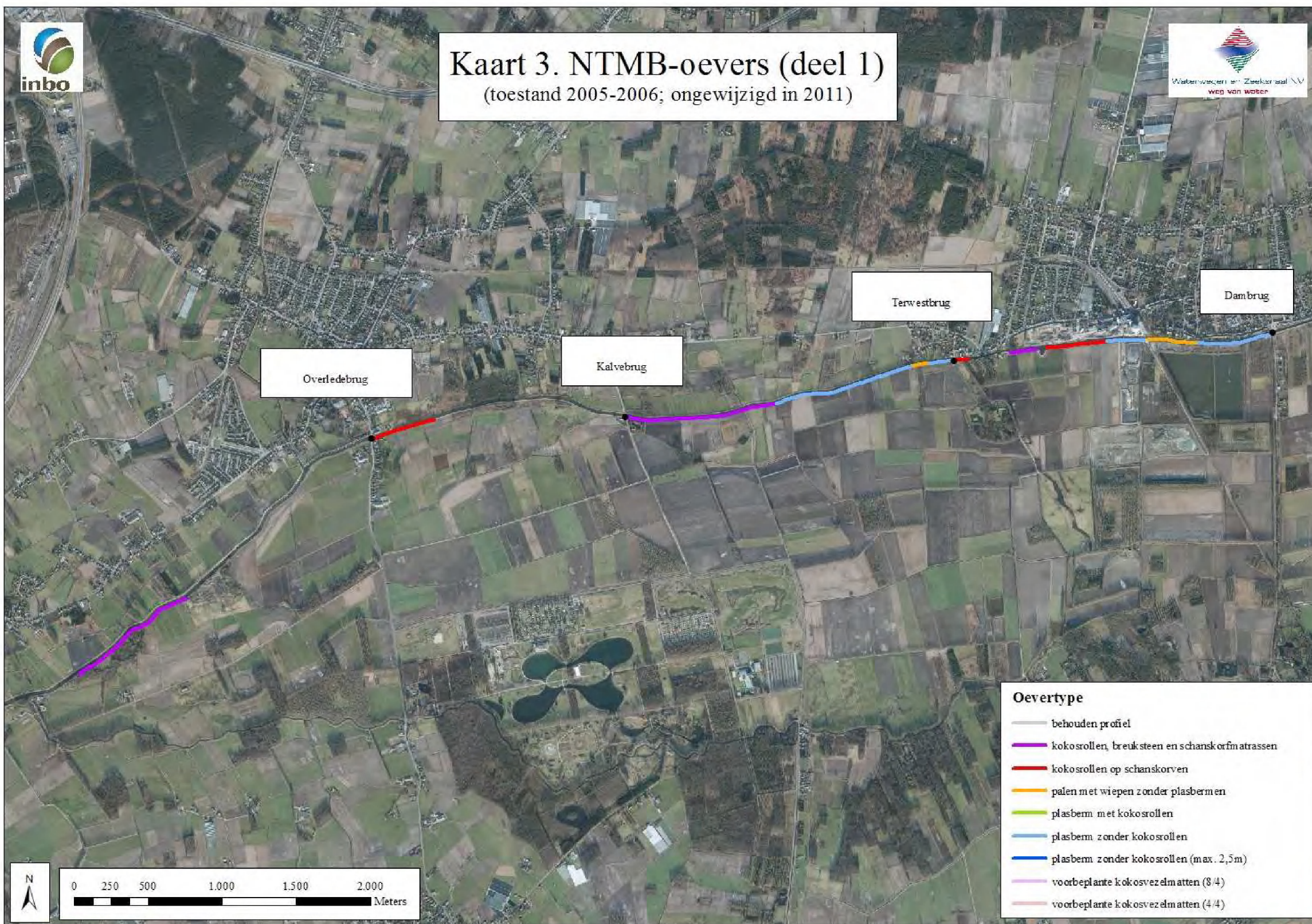
1.3.2 Beschrijving van de NTMB-oeveren langs de Moervaart

1.3.2.1 Toegepaste NTMB-types

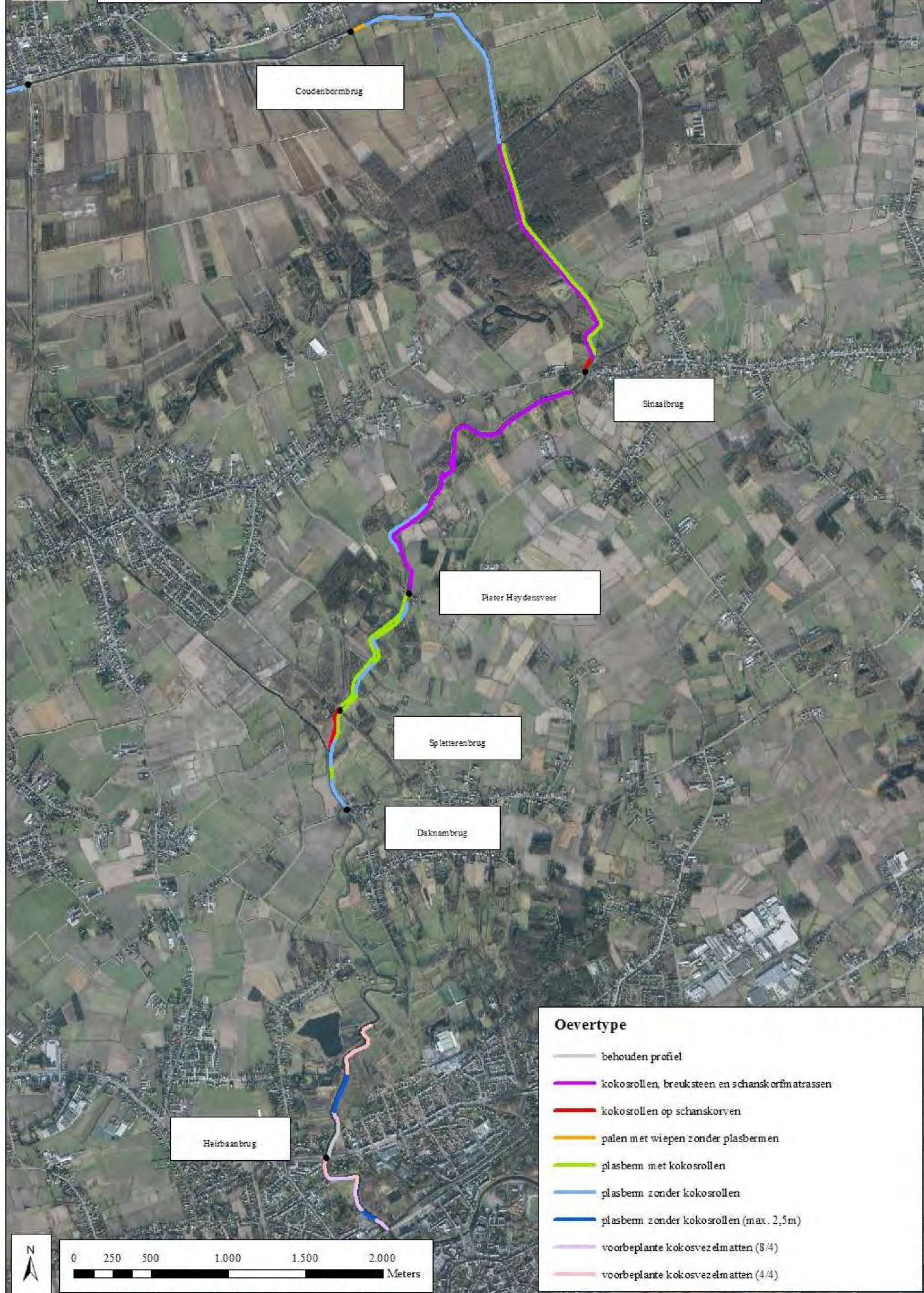
De laatste jaren is er een grote inspanning gebeurd vanuit W&Z om de oeveren langs de Moervaart te verstevigen via natuurtechnische milieubouw. Een derde van de totale oeverlengte werd reeds op dergelijke wijze gerealiseerd (Tabel 2; Kaart 3 en 4).

Tabel 2. Aandeel oeveren ingericht via NTMB. De lengtes werden afgeleid uit veldmetingen.

NTMB-type	Lengte (in m)	% oeverlengte
Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen	5.924	34
Palen met wiepen zonder plasbermen	574	3
kokosrollen bevestigd op schanskorven	1.285	7
plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen	3.206	19
plasbermen met palen en wiepen	4.551	26
plasbermen met palen en wiepen (max.2,5m)	598	3
Voorbeplante kokosvezelmatten (8/4)	490	3
Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4)	804	5
Totaal	17.432	100



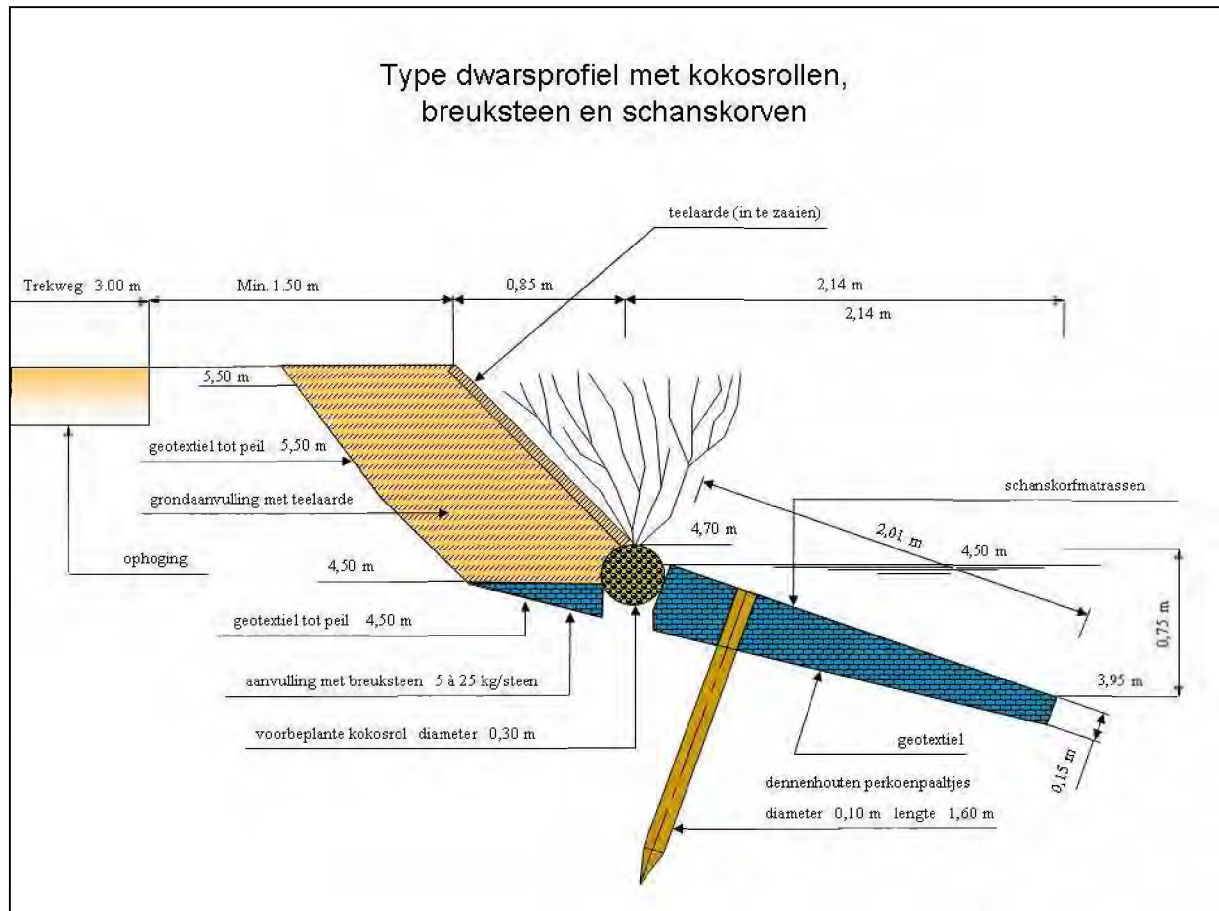
Kaart 4. NTMB-oeveren (deel 2) (toestand 2005-2006; ongewijzigd in 2011)



1.3.2.2 Korte beschrijving van de toegepaste NTMB-types

1.3.2.2.1 Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen

Dit type oeververdediging werd aangelegd over de periode 2000-2005. Schanskorfmatrassen worden aan de basis van het talud gefixeerd met palen. De oever wordt geherprofileerd en ingezaaid met een grasmengsel. Ter hoogte van de waterlijn worden kokosrollen aangebracht ter verfraaiing (Fig. 1). Dit type van oeververdediging werd aangebracht ter hoogte van het Adretcostort, tussen de Kalvebrug en de Terwestbrug (LO), tussen de spoorwegbrug en de Terwestbrug, stroomafwaarts van de zwaai kom (LO), tussen het kanaal van Stekene en de Sinaaibrug (LO), tussen het Pieter Heydensveer en de Ledebeek (RO) (Foto 4).



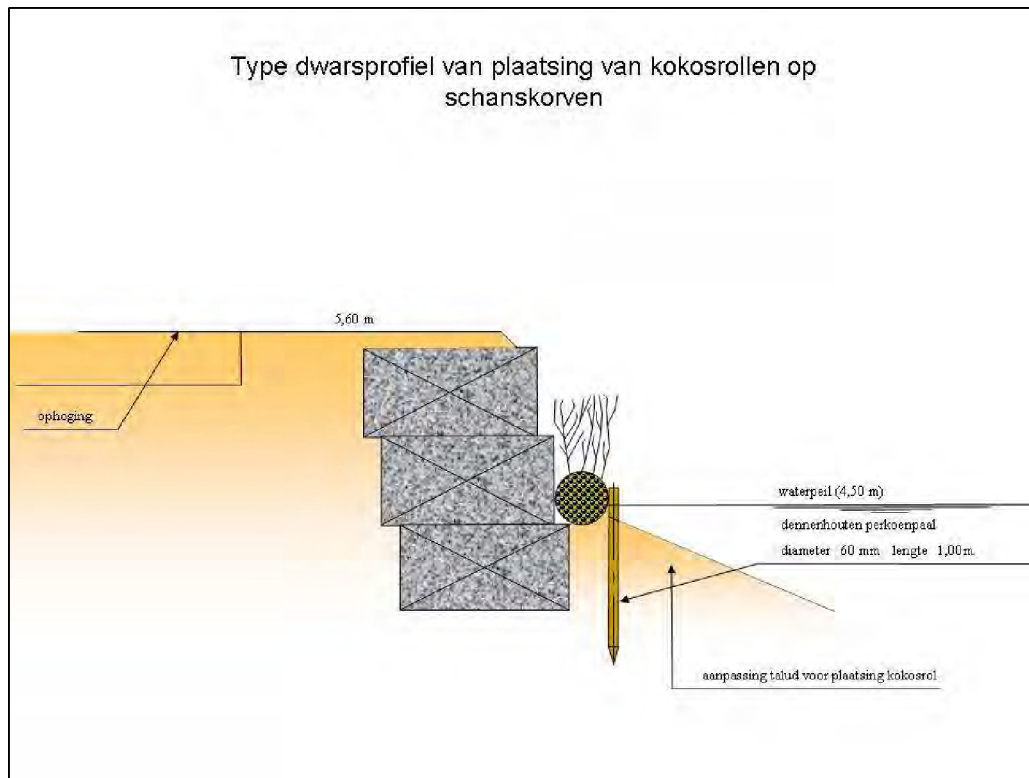
Figuur 1. Type dwarsprofiel met kokosrollen, breuksteen en schanskorven (naar W&Z, dossier bestek)



Foto 4. Constructie op het traject Pieter Heydensveer-Sinaaibrug (RO)

1.3.2.2.2 Kokosrollen op schanskorven

Bij dit type van oeeververdediging worden de schanskorven behouden. Om het geheel een groene omkadering te geven en het esthetisch aspect te verhogen, weliswaar zonder ecologische meerwaarde, worden kokosrollen tegen de schanskorven bevestigd aan de hand van palen (Fig 2). De aanleg dateert van 2003 en 2005. Dit oevertype is terug te vinden ter hoogte van het Adretcostort, stroomafwaarts de Terwestbrug (LO), afwaarts de spoorwegbrug tot aan de zwaairom ter hoogte van de suikerfabriek (LO), afwaarts de Sinaaibrug (LO), tussen de Sinaaibrug en het Pieter Heydensveer en tussen de Spletterenbrug en de Zuidlede (LO) (Foto 5).



Figuur 2. Type dwarsprofiel van plaatsing van kokosrollen op schanskorven (naar W&Z, dossier bestek)



Foto 5. Constructie op het traject Pieter Heydensveer-Zuidlede (LO). Op dit traject komen op veel plaatsen de kokosrollen los en kantelen ze in het water.

Dit oeververdedigingstype dateert van 2005. Bij de aanleg worden aan de basis van het talud wiepen aangebracht. De oever wordt geherprofileerd met gebiedseigen grond (Fig. 3). Dergelijke oevers zijn terug te vinden tussen de Terwestbrug en de Kalvebrug (LO), afwaarts de Dambrug (LO) en op het traject Coudenbormbrug-kanaal van Stekene (LO). Een aantal van deze oevers werden aangelegd op vraag van de Provinciale Visserijcommissie (PVC) om de vissers toegang te kunnen verlenen tot de NTMB-oevers (Foto 6).

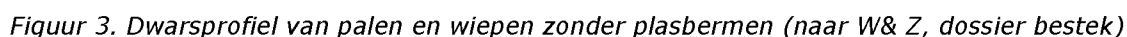
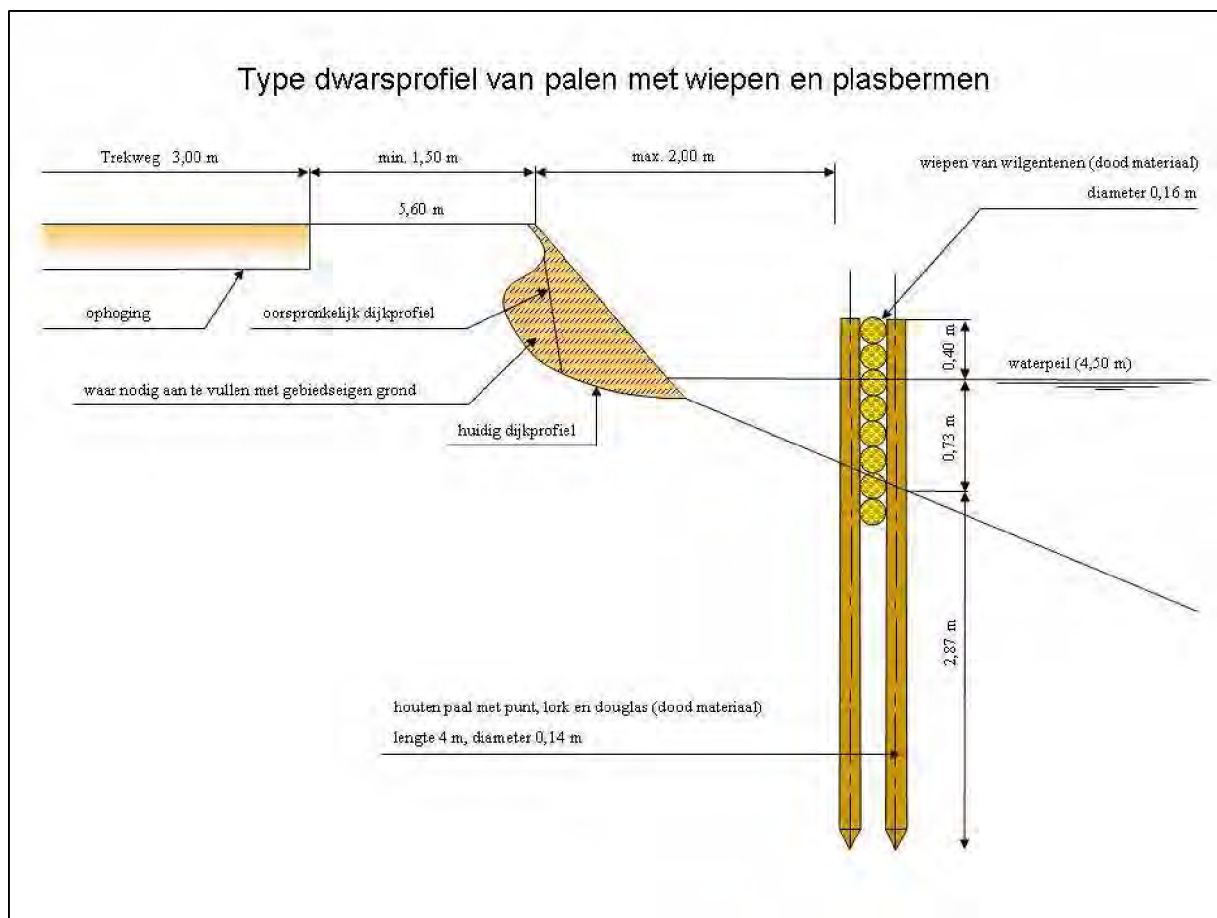




Foto 6. Constructie ter hoogte van de Coudenbormbrug (LO). Door de palen en wiepen tegen de oever te plaatsen, krijgt men een abrupte overgang tussen het land- en oevermilieu waardoor water- en moerasvegetaties zich niet of moeilijk kunnen vestigen. Een gesloten oeververdediging vormt ook een barrière voor faun indien er niet op geregelde afstanden openingen voorzien worden.

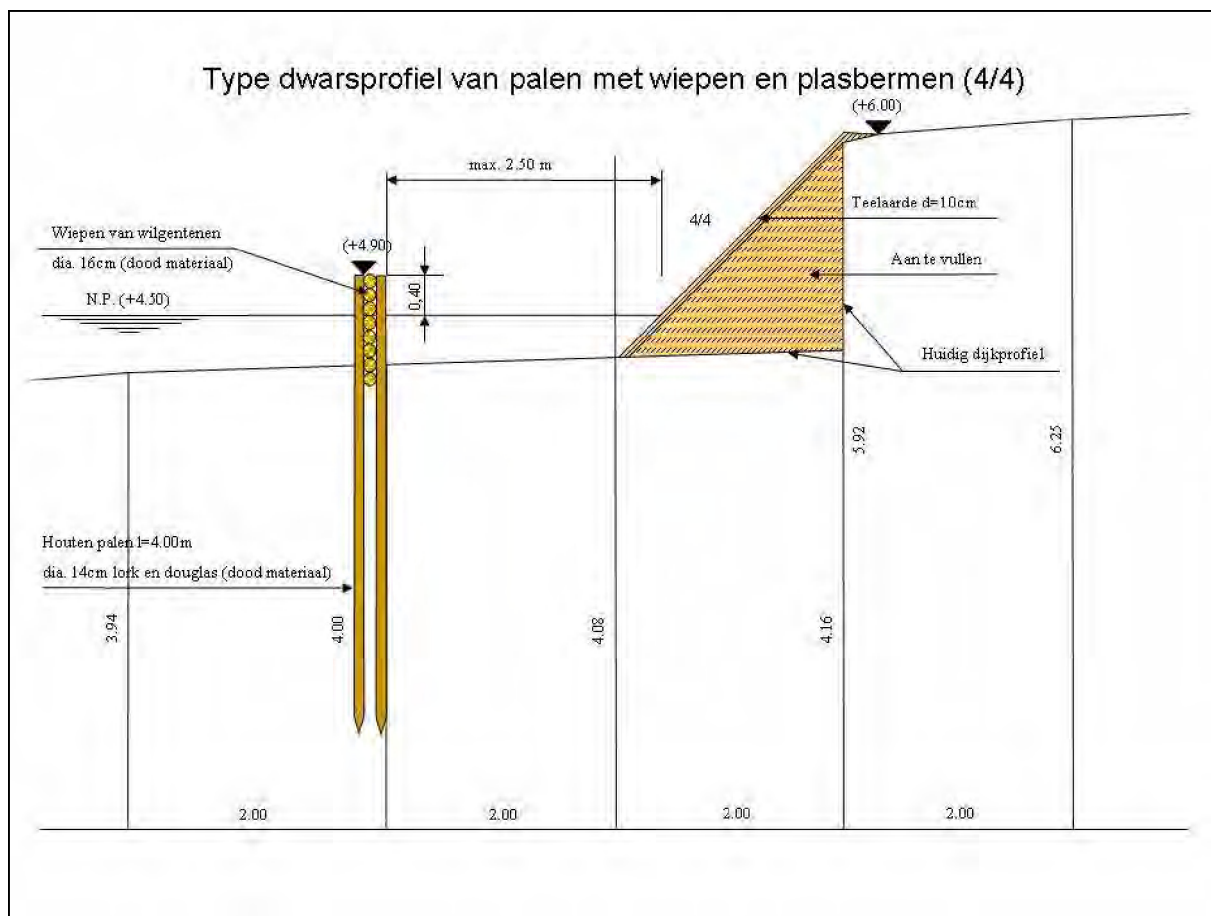
1.3.2.2.4 Palen met wiepen en plasbermen

Dit oeververdedigingstype werd aangelegd tussen 2003 en 2005. Op een afstand van 2 m vanaf de kruin van het talud worden palen met wiepen in de bodem gefixeerd. Aangezien het waterpeil van de Moervaart constant gehouden wordt op 4,55 m, is het niveau van het waterpeil binnen de plasberm nooit hoger dan 70 cm. De oever wordt geherprofileerd aan de hand van gebiedseigen grond (Fig. 4). Waar rietvegetatie aanwezig is, wordt de bovenste grondlaag weggenomen, apart gehouden en vochtig gestockeerd om op de aangewezen plaats teruggelegd te worden. Dit oevertype komt voor tussen de Terwestbrug en de Kalvebrug (LO), afwaarts de spoorwegbrug ter hoogte van de suikerfabriek van Moerbeke, afwaarts de Dambrug (LO), tussen de Coudenbormbrug en het kanaal van Stekene (LO) (foto 7), tussen het kanaal van Stekene en de Sinaaibrug (RO), tussen de Sinaaibrug en het Pieter Heydensveer (LO), tussen het Pieter Heydensveer en de Daknambrug (RO) en tussen het Pieter Heydensveer en de Zuidlede (LO).



Figuur 4. Dwarsprofielen van palen met wiepen en plasbermen (naar W&Z dossier bestek)

Bij de meest recente constructies is er meer aandacht besteed aan de ruimte voor oevers. Het nat gedeelte van de plasberm reikt tot maximaal 2,5 m (Fig. 5). Dergelijke constructies werden stroomop- en stroomafwaarts van de Heirbaanbrug aangebracht.



Figuur 5. Dwarsprofielen van palen met wiepen en plasbermen waarvan het nat gedeelte tot 2,5 m reikt (naar W&Z dossier bestek)



Foto 7. Constructie op het traject Coudenbormbrug-kanaal van Stekene (LO). De ruimte die tussen de oever en de rivier gelaten werd vormt een luwe zone met verminderde golfslag, waar watervogels kunnen schuilen en vissen kunnen paaïen

1.3.2.2.5 Palen met wiepen en plasbermen met kokosrollen

Deze constructie vormt een variant op palen met wiepen en plasbermen. Tussen de wiepenconstructie en de oever worden kokosrollen aangebracht. Dit oeververdedigingstype werd aangebracht in de periode 2001-2003, tussen het Pieter Heydensveer en de Daknambrug (RO) (foto 8) en tussen het Pieter Heydensveer en de Zuidlede (RO).

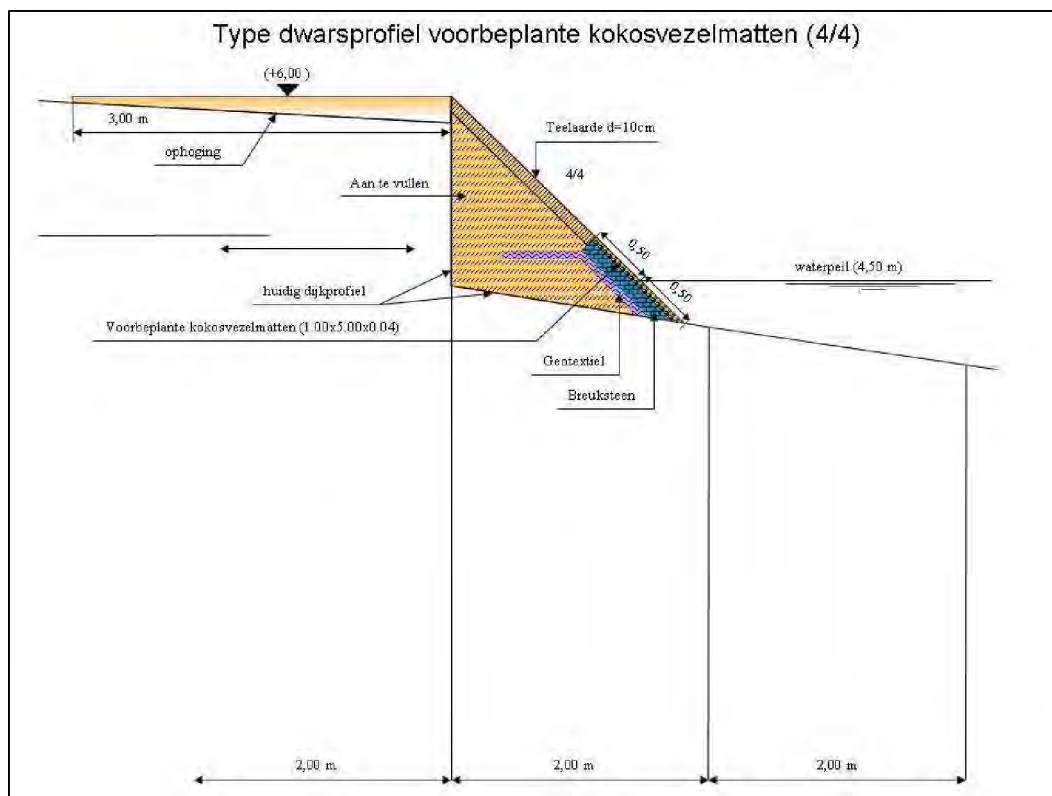
De kokosvezelrollen zijn beplant met soorten zoals mattenbies, moeraszegge, kleine lisdodde, grote egelskop, gele lis, moerasvergeet-mij-nietje, dotterbloem en moerasspirea.



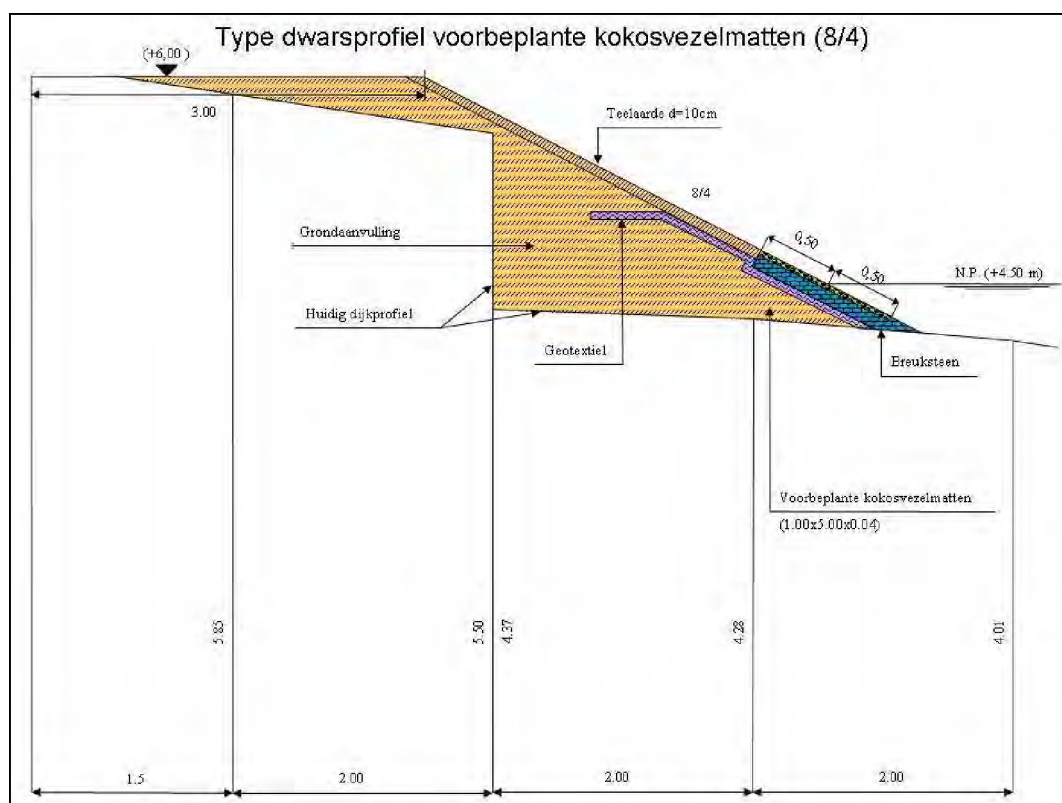
Foto 8. Constructie op het traject Daknambrug-Pieter Heydensveer (RO). Deze foto illustreert de aanwezigheid van o.a. dotterbloem, grote waterweegbree en kalmoes (Foto: M. Decler)

1.3.2.2.6 Voorbeplante kokosvezelmatten

Als alternatief voor palen met wiepen en plasbermen, werden voorbeplante kokosvezelmatten aangebracht. Dit gebeurde zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts van de Heirbaanbrug (Fig. 6; Foto 9). Waar de ruimte het toeliet, werden flauw hellende oevers ingericht (Fig. 7; Foto 10).



Figuur 6. Profielen met voorbeplante kokosvezelmatten (4/4) (naar W&Z dossier bestek)



Figuur 7. Profielen met voorbeplante kokosvezelmatten (8/4) (naar W&Z dossier bestek)



*Foto 9. Voorbeplante
koksvezelmatten
stroomafwaarts de
Heirbaanbrug (RO)
met een 4/4 helling*



*Foto 10. Voorbeplante
kokosvezelmatten
stroomopwaarts de Heirbaanbrug
(LO) met een 8/4 helling*

1.4 Monitoringsdoelstellingen

- W&Z wenst een onderzoek naar de meest optimale aanleg van plasbermen, ook naar kwaliteit/prijsverhouding. Hierbij wordt het nut van de aanleg van kokosrollen in vraag gesteld.
- W&Z wenst bevredigende alternatieven om de beschadigde schanskorven te vervangen, ook op plaatsen met een te beperkte ruimte om plasbermen aan te leggen.
- W&Z wenst inzicht te verkrijgen in de ecologische waarde van de diverse typen natuurvriendelijke oevers.

Onderzoeksvragen die hieruit voortvloeien zijn dan:

- Hoe evolueren de ecologische waarden van oevers die volgens NTMB-principes zijn aangelegd?
- Biedt de aanleg van kokosrollen zonder verdedigingsconstructie voldoende garanties voor een duurzame bescherming van de oever?
- Hoe snel kan oeervervegetatie naakte rivieroevers koloniseren, om zodoende de beschermende functie van de palen en wiepen over te nemen?
- Waar bevinden zich de uitbreidingshaarden van invasieve of andere aandachtsoorten?

Naar de toekomst toe zal door periodieke evaluatie de verdere ontwikkeling van deze natuurvriendelijke oevers opgevolgd worden. De natuurvriendelijke oevers van de Moervaart kunnen representatief worden geacht voor de oeverproblematiek van kleinere bevaarbare waterwegen, waar de ruimte voor de aanleg van natuurvriendelijke oevers beperkt is.

2 Materiaal en methode

2.1 Gegevensverzameling

2.1.1 Locaties

Afhankelijk van het type oever worden verschillende inventarisatieprocedures voorgesteld. Allen zijn gebaseerd op een inventarisatie volgens transecten. De locaties zijn weergegeven in tabel 3.

Tabel 3. Locaties en oevertypes langs de Moervaart (W&Z dossier bestek)

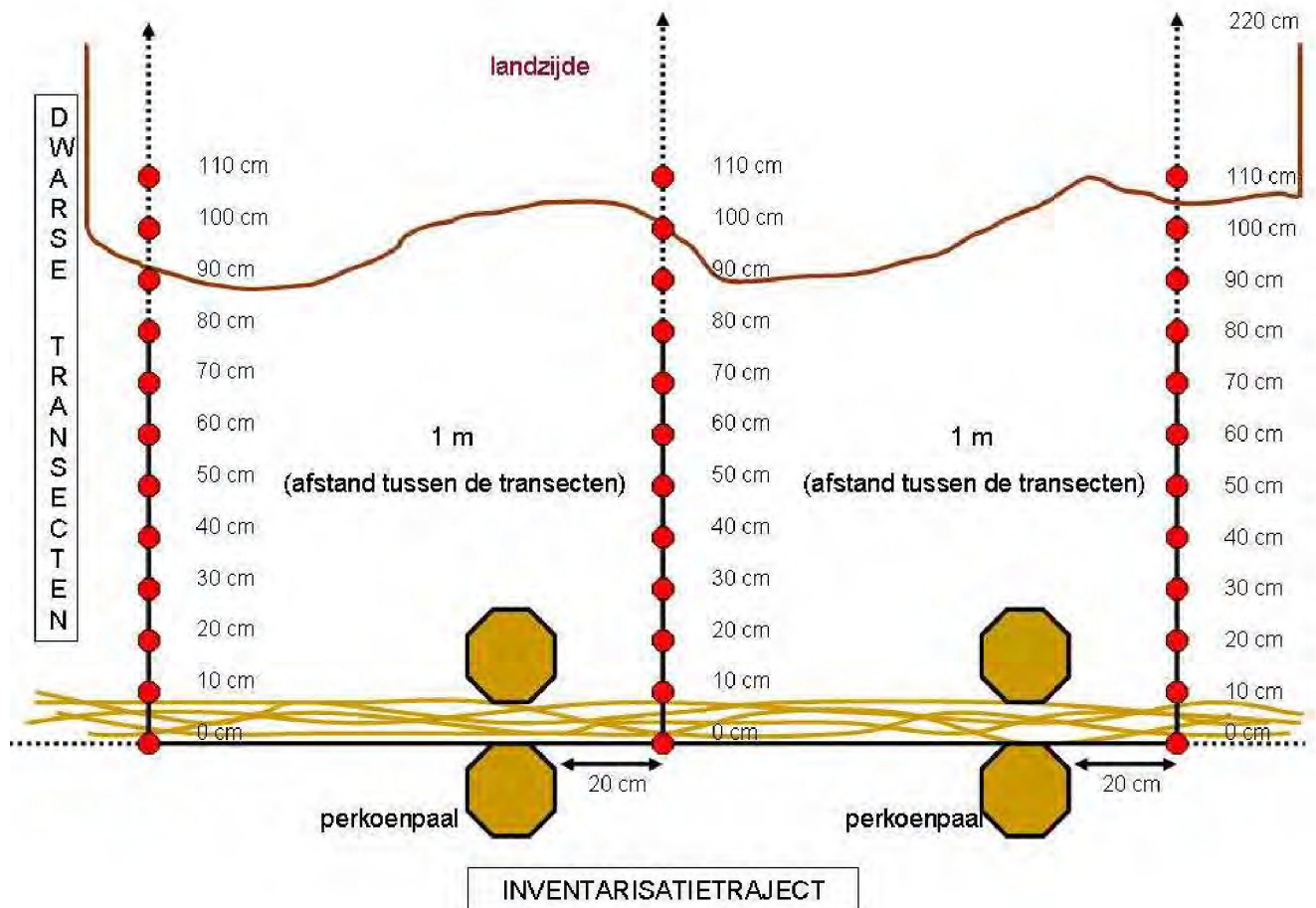
Naam	type	Jaar	Lengte (m)
Overledebrug/Zuidlede (LO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen	2002	890
Overledebrug/Kalvebrug (LO)	Kokosrollen bevestigd op schanskorven	2001	300
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen	2005	1070
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)	Plasbermen met palen en wiepen	2005	950
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)	Palen met wiepen zonder plasbermen	2005	130
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)	Kokosrollen bevestigd op schanskorven	2005	90
Spoorwegbrug suikerfabriek/Terwestbrug (LO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen	2005	180
Spoorwegbrug suikerfabriek/Terwestbrug (LO)	Kokosrollen bevestigd op schanskorven	2005	404
Spoorwegbrug suikerfabriek/Terwestbrug (LO)	Plasbermen met palen en wiepen	2005	290
Dambrug/spoorwegbrug suikerfabriek (LO)	Plasbermen met palen en wiepen	2005	600
Dambrug/spoorwegbrug suikerfabriek (LO)	Palen met wiepen zonder plasbermen	2005	240
Coudenbormbrug/Kanaal van Stekene (LO)	Plasbermen met palen en wiepen	2004	1.635

Naam	type	Jaar	Lengte (m)
Kanaal van Stekene/Sinaaibrug (LO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen	2004	1.685
Kanaal van Stekene/Sinaaibrug (LO)	Kokosrollen bevestigd op schanskorven	2004	30
Kanaal van Stekene/Sinaaibrug (RO)	Plasbermen met palen en wiepen	2003	1.600
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (RO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen	2000	2.090
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (LO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorfmatrassen	2004	420
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (LO)	Plasbermen met palen en wiepen	2004	420
Pieter Heydensveer/Daknambrug (RO)	Plasbermen met palen en wiepen	2001	850
Pieter Heydensveer/Daknambrug (RO)	Plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen	2001	850
Pieter Heydensveer/Daknambrug (LO)	Plasbermen met palen en wiepen	2003	550
Pieter Heydensveer/Daknambrug (LO)	Plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen	2003	550
Pieter Heydensveer/Daknambrug (LO)	Kokosrollen bevestigd op schanskorven	2003	100
Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)	Plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen	2007	297
Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)	Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4)	2007	435
Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)	Voorbeplante kokosvezelmatten (8/4)	2007	68
Spoorbrug-Heirbaanbrug (LO)	Plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen	2007	157
Spoorbrug-Heirbaanbrug (LO) (deel 1)	Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4) en (4/8)	2007	128
Spoorbrug-Heirbaanbrug (LO) (deel 3)	Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4)	2007	35

2.1.2 Inventarisatiemethode

2.1.2.1 Inventarisatie vegetaties

In het kader van de monitoring van plasbermen worden inventarisatietrajecten uitgezet over de gehele lengte van de plasbermen aanwezig langs de Moervaart (Fig. 8). Vervolgens worden loodrecht op de oever dwarse lijntransecten opgemeten aan de hand van een meetstok. De palen waartussen de wiepen gevlochten zijn worden hiervoor als referentiepunten gebruikt. Vanuit de rivierzijde wordt twintig centimeter voor iedere paal, langsheen de dwarse transecten om de 10cm, de plantensoorten geïnventariseerd.



Figuur 8. Schematische voorstelling van de inventarisatiemethode volgens transecten (in bovenaanzicht)

Bij kokosrollen die rechtstreeks op de oever(verdediging) werden bevestigd, worden de soorten om de meter geïnventariseerd.

Transecten zijn de lijnen waarlangs de vegetatieopnamen gebeuren en worden gelegd langsheen gradiënten waar een snelle omschakeling van soorten verwacht wordt in functie van veranderende omgevingsfactoren. Typische voorbeelden waar transecten worden gebruikt, zijn hellingen, geologische gradiënten, overgangssituaties zoals terrestrische/aquatische/mariene overgangszones (rivier- en meeroevers, zoutmoerassen en duinen) (Kent & Coker 1992).

De belangrijkste doelstellingen bij het gebruik van transecten, is de beschrijving van een maximale variatie over de kortste afstand in een minimumtijd. Door gebruik te maken van transecten is het mogelijk om continue maten te gebruiken, zoals het aandeel van soorten die kenmerkend zijn voor bepaalde standplaatsfactoren.

Het onderzoek spitst zich toe op situaties waarbij er voor de overgang land-water weinig ruimte is, nl. een breedte van maximaal 2 m. Hierbij verandert de zonering in ruimte en tijd zeer snel. Er is dus weinig ruimte om plantengemeenschappen met hun karakteristieke floristische samenstelling te kunnen afbakenen, wat een van de voorwaarden is om gebiedsdekkende opnamen te kunnen maken. Daarnaast is op de oevers sprake van een steile gradiënt en een sterke dynamiek, waardoor meerdere vegetatietypen op een kleine oppervlakte of verschillende overgangen tussen de vegetatietypen voorkomen.

Ecologische soortengroepen die uit deze opnamen kunnen afgeleid worden, op basis van vegetatiestructuur en standplaatsfactoren (ecotootypen), zullen in smalle natuurvriendelijke oevers, doorgaans slechts fragmentarisch vertegenwoordigd zijn. Er zullen telkens van veel groepen enkele soorten aanwezig zijn. Een belangrijke voorwaarde voor het bepalen van het ecotootype met behulp van ecologische groepen is dat de vegetatie in evenwicht verkeert met de heersende milieu-omstandigheden. Is dit niet het geval, doordat zich recent grote veranderingen in standplaatsfactoren hebben voorgedaan of omdat de vegetatie grotendeels bestaat uit aangeplante soorten, dan is de bepaling van het ecotootype niet mogelijk (Runhaar *et al.* 1987). Met natuurvriendelijke oevers is dit vaak het geval. Direct na de aanleg zijn de standplaatsfactoren ingrijpend gewijzigd, en vaak is er gebruik gemaakt van aangeplante soorten (kokosrollen). Het bepalen van het ecotootype vlak na aanleg is dan ook weinig zinvol. De vegetatie reageert eerst op de toegebrachte veranderingen in abiotische omstandigheden en dynamiek en zal de eerste tijd vooral bestaan uit pionier- en ruigtevegetatie, ook met soorten die afkomstig zijn uit de vorige vegetatie en/of uit de zaadbank van eventueel aangebrachte grond (Duijn 1994).

2.1.2.2 Inventarisatie broedvogels

Waterrijke gebieden zijn belangrijke broedgebieden voor vogels. Een aantal vogelsoorten zijn sterk afhankelijk van goed ontwikkelde oevervegetaties (riet- en watervogels). Deze broedvogels zijn in meer of mindere mate langsheen de Moervaart terug te vinden.

Aan de hand van een territoriumkartering zullen de aanwezige broedvogelsoorten vastgesteld worden samen met hun aantallen en broedlocaties. Op die manier wordt er informatie verkregen over het aantal en de verspreiding van de broedvogels (Hustings *et al.* 1985).

De kartering werd verricht langsheen alle NTMB-oevers van de Moervaart. Om zowel zomer- als standvogels te inventariseren werden dan ook drie bezoeken tijdens het broedseizoen (gelijkmatig gespreid over de periode van maart tot juni) gebracht.. Het inventariseren rond zonsopkomst levert doorgaans de beste resultaten op, zeker voor zangvogels.

2.2 Gegevensverwerking

Bij de dataverwerking horen zowel databankverwerking (ACCESS), GIS-analyse en rapportage. Voor de statistische analyses zullen overwegend niet parametrische statistische testen gebruikt worden. Deze testen bieden een conservatieve doch robuuste methode voor het bepalen van de significantie van de resultaten. Ze worden niet beïnvloed door extremen in de gegevens en ze veronderstellen niet dat de gegevens een specifieke probabiliteitsdistributie volgen (Potuin & Rolff 1993).

Na verloop van verschillende jaren worden tijdsreeksen opgesteld waarbij evolutie in aantallen soorten en de ecologische kenmerken van de oevers kunnen opgevolgd worden.

2.2.1 Karakterisatie van de oevers volgens abiotische gradiënten

De gradiënt van de rivier naar de oevers wordt weerspiegeld in de soortensamenstelling. De analyse maakt gebruik van Ellenberggetallen voor indicatieve plantensoorten (Ellenberg 1991); dit is een indicatiewaarde volgens een ordinale schaal voor verschillende milieufactoren. Hierbij zijn de milieumomstandigheden bij het voorkomen van de plantensoort van doorslaggevend aard. Veel soorten hebben echter ook een brede amplitude of een onduidelijke milieu-indicatie.

Ellenbergwaarden kunnen op indirecte wijze (afgeleid uit de vegetatie) aangeven welke gradiënten aanwezig zijn in de oeverzone. Deze waarden zijn indicatorwaarden die afgeleid werden per soort voor de omgevingsvariabelen zoals onder andere het vochtgehalte, nutriëntgehalte en bodemreactie (zuur/basegehalte) (Ellenberg et al. 1991).

M: vochtgehalte

N: nutriëntgehalte

R: bodemreactie - zuur/basegehalte

De waarden zijn gebaseerd op veldonderzoek met meer dan 2700 hogere planten. Ze verwijzen niet naar specifieke omstandigheden op één bepaald moment, maar naar een integratie over de tijd. Het gebruik en de betrouwbaarheid van deze waarden werd nagegaan voor West-Europese regio's en er werd geconcludeerd dat deze waarden een waardevol gegeven zijn voor habitatcalibratie (Schaffers & Sýkora 2000). Het berekenen van gemiddelde indicatorwaarden kan beschouwd worden als een doeltreffende vorm van calibratie en de brede toepassing ervan meermaals aangetoond (Hawkes 1997; Hill & Carey 1997; Dupré & Diekmann 1998; Ertsen et al. 1998; Wamelink 2002). Ellenbergwaarden kunnen als een nuttig instrument beschouwd worden bij vegetatieanalyses om bodemgegevens vanuit de floristische inventarisaties of om de floristische samenstelling in functie van de bodemvariabelen te kunnen inschatten.

Buiten het risico op een grote ruimtelijke, seizoenale en tijdsvariatie kunnen abiotische metingen ontoereikend blijken door een gebrek aan variantie, een eigenschap die inherent is aan gemeten variabelen. Bovendien is het gebruik van Ellenbergwaarden een eenvoudige en goedkope methode in vergelijking tot de tijdrovende en dure bodemmetingen.

2.2.2 Karakterisatie van de oevers volgens biotische gradiënten

Biotische variabelen zijn meetbaar op niveau van soorten, soortgroepen en gemeenschappen. In elk van deze niveaus zijn metingen noodzakelijk om tot een evaluatie van de biologische kwaliteit te kunnen overgaan. Graadmeters voor biologische kwaliteit zijn biodiversiteit, natuurlijkheid, kenmerkendheid en volledigheid. De relatie tussen levensgemeenschappen en ruimtelijk afgebakende abiotische kenmerken wordt omschreven als ecotopen. Voor de kwaliteit van het ecotooptype worden op de eerste plaats planten geselecteerd. Door toevoeging van diersoortengroepen geeft men een vervollediging van het beeld van ecologische ontwikkelingen (Van Looy *et al.* 2002). Zo zal het opvolgen van broedvogels bijkomende informatie verlenen zolang ze als indicator voor het landschapsniveau kunnen gebruikt worden en ze indicatief zijn voor de kwaliteit van de horizontale en verticale structuur van de vegetatie. Bovendien vormen ze een goed gekende groep, zowel op taxonomisch, biologisch als ecologisch vlak (Hustings *et al.* 1985).

Andere soortgroepen die binnen het rivier-functioneren veel genoemd worden als indicatoren voor het rivier-functioneren zijn : fytoplankton, benthos (kleine bodemdieren), macro-invertebraten en vissen (De Rycke & Decler 2004).

2.2.2.1 Ecologische karakterisatie

Verschillende steekproeven werden gekozen op locaties met aaneengesloten vegetatietypen. De aan- en afwezigheid van soorten over een raster van 100 m op 2 m met als rastercel 100 op 10 cm vormt de basis voor de omzetting van het transectenpatroon naar een opnamepatroon met als bedekkingscoëfficiënt van de soorten, het percentage van de aanwezige soorten. Dit komt overeen met een aangepaste Tansleyschaal, die grotendeels overeenkomt met een Braun-Blanquetschaal (Tabel 4).

Tabel 4. Aangepaste Tansleyschaal voor waterlopen

Code	Omschrijving
1	Zeldzaam: minder dan 3 exemplaren
2	Occasioneel: meer exemplaren, nooit bedekkend
3	Frequent: groot aantal exemplaren en < 5% bedekkend
4	5-25% bedekkend
5	25-50% bedekkend
6	50-75% bedekkend
7	75-100% bedekkend

Voor verdere verwerking werden de percentages gebruikt. De vegetatietypering van ieder traject werd bepaald aan de hand van de syntaxonomische eigenschappen van de samenstellende soorten en hun abundantie (Schaminée *et al.* 1995).

Om de vegetatie verder te karakteriseren werd in eerste instantie een indirecte gradiëntanalyse (DCA) en uitgevoerd. Deze analyse maximaliseert de scheiding tussen de opnamen langsheen ordinatie-assen op basis van de soortensamenstelling. Het resultaat is een clustering van gegevens in een driedimensionele ruimte, waarbij de afstand tussen de opnamen een maat is voor de similariteit van de soortensamenstelling tussen de opnamen: hoe dichter de opnamen bij elkaar liggen, hoe groter hun similariteit. De lengte van de eerste DCA-as bedraagt 3,6 standaarddeviaties wat duidt op een nonlineariteit in de data. Door deze datastructuur werd er als directe gradiëntanalyse gekozen voor een CCA (Jongman *et al.* 1987). In een CCA worden de omgevingsgradiënten op de assen voorgesteld. De soortenpopulaties worden in functie van deze gradiënten in de ordinale ruimte gesitueerd (Hill & Gauch 1980).

2.2.2.2 *Ecologische soortengroepen*

De natuurwaarden van de natuurvriendelijke oevers werd op basis van plantensamenstelling bepaald aan de hand van de ecologische soortengroepen volgens Runhaar *et al.* (1987). Uit de aanwezigheid van diverse ecologische referentiebeelden werden volgende soortengroepen geselecteerd (Cuperus & Canters 1992):

- soortengroepen van het natte deel van de oever met een zeer ondiepe waterstand en van ondiep water met verlanding;
- soortengroepen van brakke, zeer voedselrijke en matig voedselrijke standplaatsen;
- water-, verlandings-, ruigte- en pioniersvegetaties.

Bij de samenstelling van elke soortengroep, werd er rekening gehouden met een eventuele smalle of brede ecologische amplitude. De soorten die over het algemeen alleen voorkomen in één of meerdere van de geselecteerde ecologische groepen worden aangeduid als de "typische oeversoorten". De soorten die daarnaast vooral ook in andere ecologische groepen voorkomen zijn de "facultatieve oeversoorten". Soorten die in geen enkele van de selecteerde ecologische groepen voorkomen zijn de "overige soorten" (Duijn 1994).

De ecologische waarde van de oever en de mate waarin hij een beschermende functie kan vervullen kan bepaald worden aan de hand van de verhouding tussen de kenmerkende oeversoorten en de niet-kenmerkende soorten.

2.2.2.3 *Voortplantingsstrategie*

Hierbij worden de soorten geanalyseerd volgens hun voortplantings- en verspreidingsstrategie (Grime 1978), m.a.w. karakteristieken van hun ecologie. Het zal toelaten om een beeld te vormen van de plaats op de gradiënt waar zich de functionele plantengroepen bij voorkeur zullen ontwikkelen.

2.2.2.4 Kaderrichtlijn Water en diversiteit aan groeivormen

Door de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW, EG-richtlijn 2000/60/EG) worden de doelstellingen voor water niet langer enkel in functie van menselijk gebruik gedefinieerd. Er wordt ook duidelijk een stap gezet naar ecologische kwaliteitsdoelstellingen. De KRW verplicht de lidstaten tot de opstelling van programma's voor de monitoring van de watertoestand (Schneiders *et al.* 2004). De monitoringsprogramma's dienen ondermeer een beeld te geven van "de ecologische en chemische toestand en het ecologisch potentieel" (EG-richtlijn 2000/60/EG).

Bij de beoordeling van groeivormen kan er in sommige gevallen een onderscheid gemaakt worden tussen natuurlijke en kunstmatige sterk gewijzigde wateren. Dit is slechts het geval wanneer onveranderlijke hydromorfologische verschillen (bv. stuwing, oeveraanpassingen, profielwijzigingen) een invloed hebben op de ecologische potenties t.o.v. de natuurlijke referentie voor het watertype. In het geval van oeveraanpassingswerken leidt dit tot het beperken van de monitoringstrajecten tot milieuvriendelijk aangepaste oevertrajecten, waar spontane ontwikkeling mogelijk geacht wordt, zoals het aan de Moervaart werd toegepast.

De "natuurwaarde" wordt hierbij gerelateerd aan de diversiteit aan groeivormen. Het is belangrijk om na te gaan of alle groei- en levensvormen (vnl. diverse vormen waterplanten: drijvende, ondergedoken, emergente,...) van macrofyten die bij een watertype in de referentietoestand horen ook effectief aanwezig zijn. De diversiteit aan groeivormen is enerzijds een maat voor de volledigheid van de vegetatie (gezien vanuit het ecologisch functioneren van de vegetatiecomponent in het watersysteem) en anderzijds een maat voor de rijkdom aan habitats en het voedselaanbod voor andere organismen (Schneiders *et al.* 2004). Deze methode is gebaseerd op de beoordeling van macrofyten in "natuurlijke" waterlichamen. Een beoordeling blijft echter wel mogelijk voor milieuvriendelijk ingerichte oevertrajecten, waar spontane ontwikkeling mogelijk geacht wordt. In dit geval is het onbelangrijk of de vegetatie hier initieel aangeplant werd, dan wel door spontane vestiging tot stand kwam, mits een voldoende ontwikkelingsduur in acht genomen wordt (ongeveer 5 jaar). Er worden steekproeven van 100 m trajecten beschouwd (Leyssen *et al.* 2005). Vervolgens wordt er aan elke soort een groeivorm toegekend (Tabel 5).

Tabel 5. Verschillende groei- en levensvormen van de soorten waargenomen in de Moervaart

Groei- en levensvormen	Beschrijving van de groep
Grote monocotylen	Grote moeras- en oeversoorten, vaak met absolute dominantie in soortenarme vegetaties, vaak formatievormend; diverse levensvormen (foto 11, foto 12)
Oevers/moeras	Kleinere oever- en moerasplanten, soms dominerend, nooit formatievormend, diverse levensvormen (foto 13, foto 14)
Nymphaeïden	Wortelende waterplanten met drijfbladeren met een lange bladsteel (foto 15, foto 16)
Vallisneriden	Lintvormige, submerse, wortelende waterplanten (foto 17)
Pepliden	In ondiep water wortelende, amfibische waterplanten met bladdimorfisme (submerse bladeren zijn verschillende luchtbladeren) (foto 18)
Ceratophylliden	Kleine, vrij in het water, nabij het wateroppervlak zwevende planten (foto 19)
Lemniden	Zeer kleine, aan het wateroppervlak vrij drijvende waterplantjes met aan de lucht aangepaste bladbovenzijde (foto 20)



Foto 11. Grote egelskop behoort tot de groep van de 'Grote monocotylen' (links)



Foto 12. Riet, behoort als levensvorm eveneens tot de Grote monocotylen en is vaak de dominante soort in soortenarme vegetaties (rechts)



Foto 13. Wolfspoot, gewone engelwortel, harig wilgenroosje, behoren tot de kleinere moerasplanten die een oevervegetatie karakteriseren (links)



Foto 14. Andere voorbeelden van oever- en moerasplanten zijn moerasandoorn en kluwenzuring (rechts)



Foto 15. Grote waternavel is een voorbeeld van 'Nymphaeïden' (links)



Foto 16. Ook gele plomp is een wortelende waterplant met drijfbladeren (rechts)



Foto 17. Mannagrass is een vertegenwoordiger van 'Vallisneriden' als groeivorm wanneer de plant in het water geworteld is



Foto 18. Sterrenkroos is een voorbeeld van 'Pepliden'



Foto 19. Grof hoornblad is een vertegenwoordiger van de 'Ceratophylliden'



Foto 20. Klein kroos is een voorbeeld van Lemniden

Per locatie wordt er nagegaan welke soorten, en dus welke groeivormen er aanwezig zijn.

Om mee te tellen in het aantal waargenomen groeivormen dient minstens één vertegenwoordiger van de groeivorm aanwezig te zijn. Voor verschillende typen waterlopen werd er in Vlaanderen een scoresysteem voor de diversiteit aan groeivormen voorgesteld (Tabel 6).

Tabel 6. Evaluatie van het aantal groeivormen voor het goed functioneren van een ecosysteem aan de hand van een scoresysteem voor een waterlooptype vergelijkbaar met de Moervaart

Evaluatie van het ecosysteem	Aantal groeivormen
Zeer goed	≥ 7
Goed	5-6
Matig	4
Ontoereikend	2-3
<i>Slecht</i>	0-1

2.2.2.5 Broedvogels

Data i.v.m. de broedlocaties en aantallen zullen via een GIS-bestand opgeslagen worden. Bij de bespreking van de soorten zullen ze gelinkt worden aan het vegetatietype. Tijdens een tweede inventarisatieronde werden broedvogels niet meer opgenomen.

2.2.3 Evolutie van vegetatie op kokosrollen

Op plaatsen waar kokosrollen zonder bijkomende verdedigingsconstructie werden aangelegd, wordt op geregelde intervallen (om de meter) de soorten vermeld die er voorkomen. De verhouding tussen het aandeel vegetatieloze punten enypische oeverplanten is een maat voor het al dan niet standhouden van de oeververdediging.

2.2.4 Kolonisatie van naakte rivieroeveren

Om de kolonisationsnelheid van de vegetatie te bepalen, worden op geregelde intervallen (om de twee jaar) vegetatieopnames gedaan volgens transecten dwars op de oever.

De breedte van de vegetatiegordel geeft de snelheid aan waarmee de oever gekoloniseerd wordt. Mann Whitney U testen zullen gebruikt worden om significante verschillen in de vegetatietoestand te bepalen tussen opeenvolgende inventarisatieperioden.

In dit rapport is de bepaling van de kolonisationsnelheid nog niet van toepassing aangezien er twee opeenvolgende inventarisatieronden nodig zijn om de analyse te kunnen uitvoeren.

2.2.5 Opvolging aandachtsoorten

Sommige invasieve exoten zoals grote waternavel en Japanse duizendknoop, die moeilijk onder controle worden gehouden, kunnen aan de hand van de voorgestelde monitoringsmethode opgevolgd worden. Door de evolutie in de loop van de tijd op te volgen, krijgt men een beter inzicht waar prioritair moet ingegrepen worden (Vermeersch & Decler 2007).

3 Resultaten

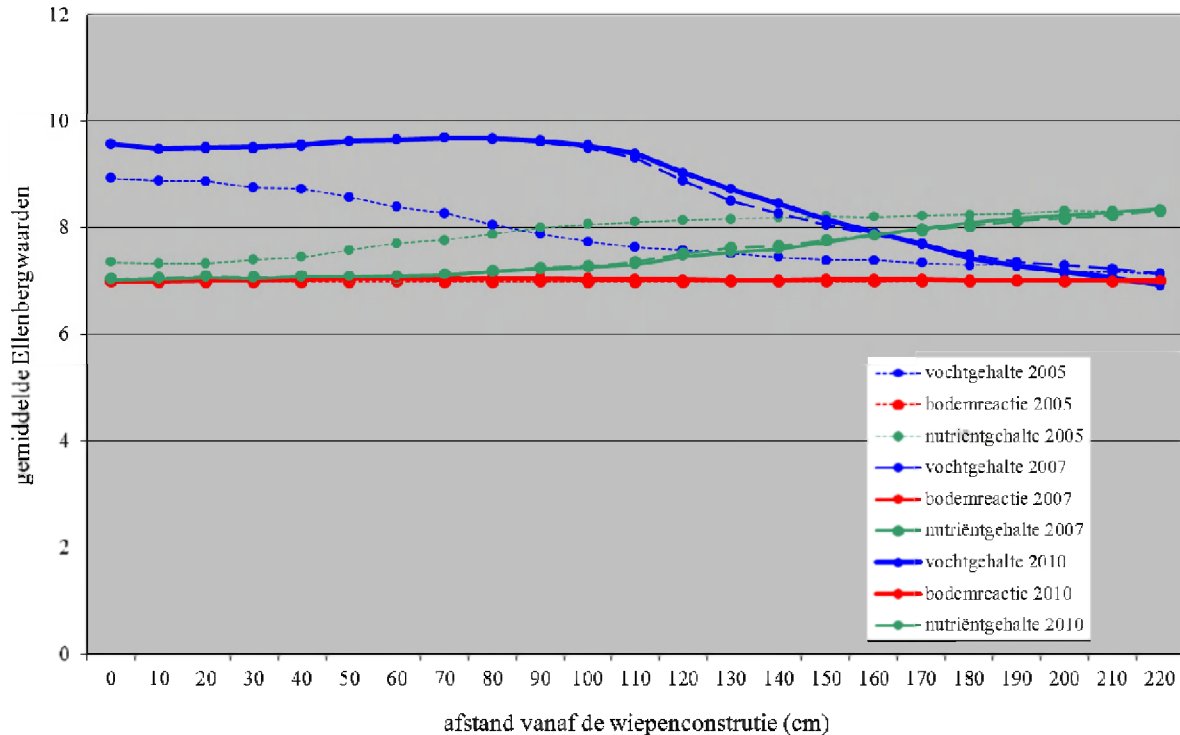
3.1 Karakterisatie van de oevers volgens abiotische gradiënten (Ellenbergwaarden)

Voor ieder traject werd het gemiddelde van de Ellenbergwaarden voor een bepaalde afstand tot de wiepenconstructie bepaald (Bijlage 1). Zodoende krijgt men een verloop van de gemiddelde Ellenbergwaarden langsheen een gradiënt.

Over het geheel van de inventarisaties blijkt vooral het vochtgetal (M) en in mindere mate het zuurgetal (R) en het stikstofgetal (N) een evolutie van de gradiënt loodrecht op de rivier weer te geven.

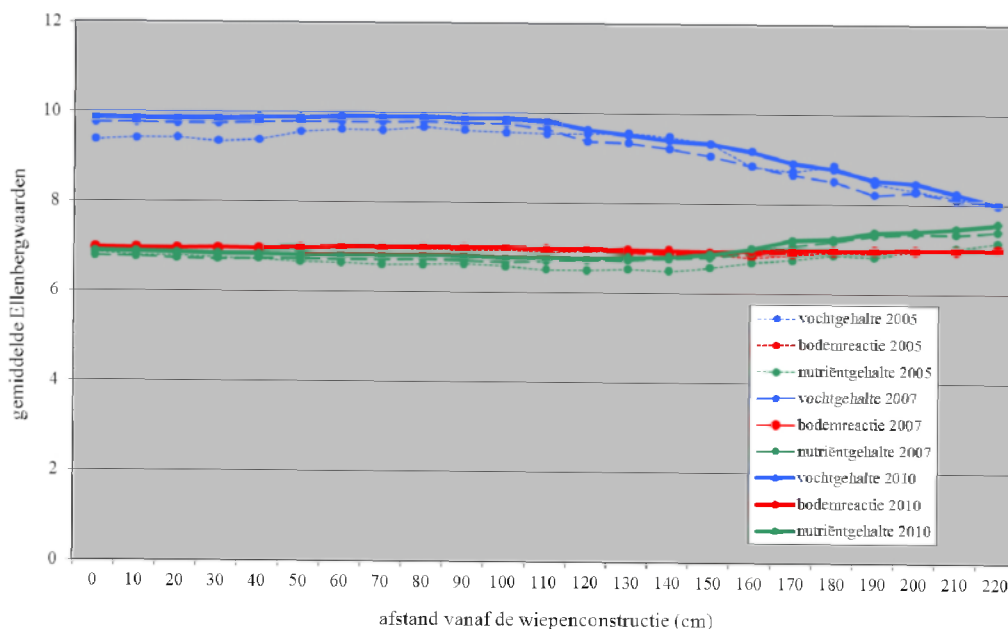
Bij aanleg van de herinrichting van de oevers, is de ontwikkeling van de vegetaties het gevolg van de onderlinge competitie tussen soorten. Deze factor blijkt niet enkel een rechtstreekse maar ook een onrechtstreekse invloed te hebben op de soortensamenstelling en de vegetatiegradiënt. Er werd reeds aangetoond dat de intensiteit van competitie toeneemt met een toenemend nutriëntgehalte (Campbell et al. 1991; Twolan-Strutt & Keddy 1996; Fraser & Keddy 2005). Aan de hand van de transecten kan aangetoond worden dat de soortensamenstelling langs de oever varieert langsheen natuurlijke gradiënten van stress en verstoring, zoals bv. de blootstelling aan golfslag. In diverse wetenschappelijke studies werd aangetoond dat competitie zoneringspatronen creëert (Grace & Wetzel 1981; Snow & Vince 1984). Hierbij kan gesteld worden dat de grassen en zeggen samen met een aandeel van ruigtekruiden (bv. grote brandnetel, harig wilgenroosje, akkerdistel, groot hoeblad, braam, Japanse duizendknoop) eerder sterke competitoren zijn met een grote dominantie. Door verstoring langs de oever ontstaan er openingen met lage interspecifieke competitie, waar afhankelijk van de samenstelling van de zaadbank, zich eenjarige planten en ruderalen kunnen ontwikkelen (Hölzel & Otte 2004). Is de verstoring groter, zoals bij de herprofilering van de oevers, dan kunnen deze ruderalen zich massaal ontwikkelen. Een voorbeeld hiervan is het traject tussen het Pieter Heydensveer en de Sinaaibrug (LO) of het traject tussen de Terwestbrug en de Kalvebrug (LO) met een grote abundantie van soorten zoals o.a. spiesmelde, beklierde basterdwederik, vogelmuur, reukeloze kamille, hondsdrif. Indien de zaadbank gekenmerkt wordt door de aanwezigheid van sterke competitoren zoals bv. grote brandnetel, harig wilgenroosje of wolfsfoot dan zullen deze openingen zich snel herstellen naar de oorspronkelijke vegetatie (Lenssen *et al.* 1999).

Na drie opeenvolgende inventarisatierondes waren alle vooroeverconstructies met palen en wiepen en kokosrollen gestabiliseerd. Dit betekent dat er tussen de laatste twee inventarisaties geen significante verschillen meer merkbaar waren tussen de gemiddelde Ellenbergwaarden over alle dwarsstransecten. Voor alle NTMB-oevers met deze constructie is de stabiliteit opgetreden 3 à 4 jaar na constructie. Ter illustratie wordt het verloop van de gemiddelde Ellenbergwaarden weergegeven voor het traject Kanaal van Stekene/ Sinaaibrug (RO) (M2007-2010, p n.s.; R2007-2010, p n.s.; N2007-2010, p n.s.) (Fig. 9)



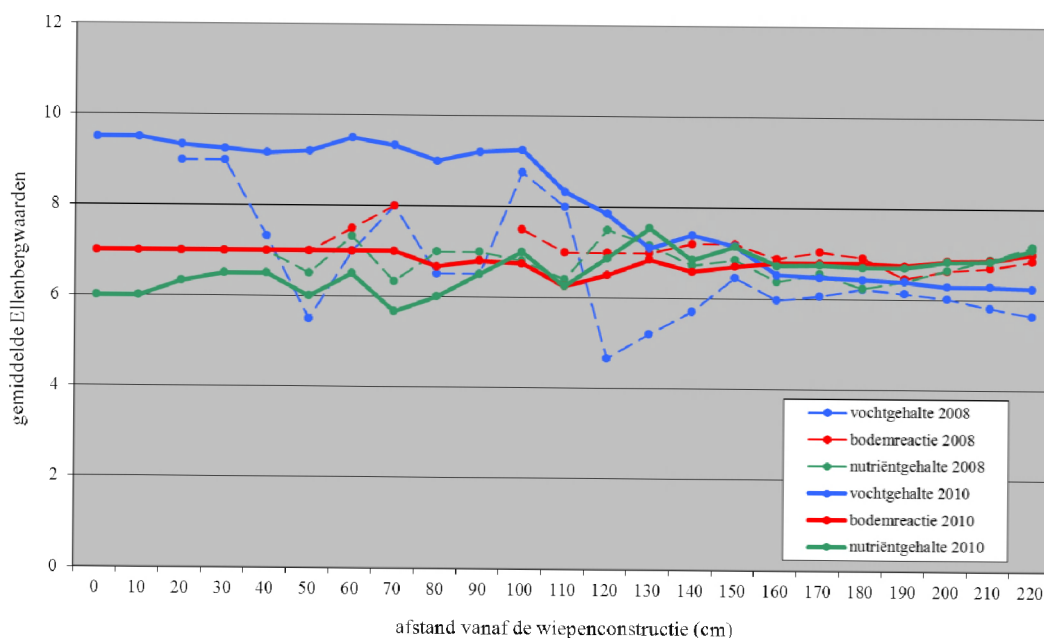
Figuur 9 Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Kanaal van Stekene/ Sinaaibrug (RO) (palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen)

Deze conclusies gelden eveneens voor de gemiddelde Ellenbergwaarden voor het zuurgetal en het stikstofgetal. Voorspellingen met betrekking tot het verloop van een verwachte vegetatieontwikkeling tussen de vooroever en de kruin, is momenteel onmogelijk omdat verklarende variabelen zoals bv. golfslag niet worden opgemeten. Na de stabilisatie van de vegetatieontwikkeling kunnen wel een aantal gemeenschappelijke kenmerken voor deze type NTMB-oever afgeleid worden. Voor een NTMB-constructie met een maximale breedte voor de luwe zone van 1,6 m, varieert het verloop van de Ellenbergwaarden voor het vochtgetal van de rivierzijde tot aan de kruin, van traject tot traject. Het enig gemeenschappelijk kenmerk is dat het vochtgradiënt op ongeveer 1 m van de vooroever ontstaat. Het zuurgetal kent voor alle trajecten nagenoeg een rechtlijnig verloop. De gemiddelde Ellenbergwaarden voor het stikstofgetal kent een grilliger verloop voor de verschillende trajecten. Algemeen kan wel gesteld worden dat de waarden stijgen naar de kruin toe en een gradiënt in het nutriëntgehalte ontstaat tussen 1 m en 1,6 m vanaf de vooroeverconstructie (Figuur 10 en 11).



Figuur 10. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Daknambrug/ Pieter Heydensveer (LO)

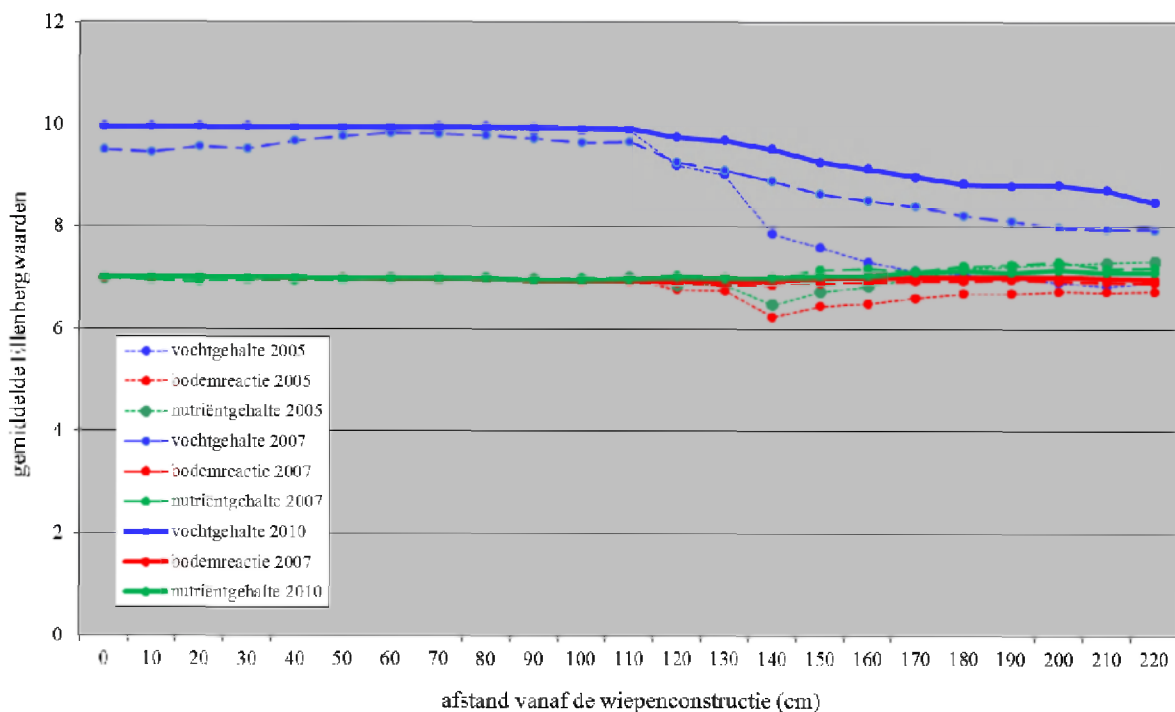
Voor de recenter aangelegde NTMB-oeveren van hetzelfde type maar met een bredere luwe zone, kunnen nog geen conclusies getrokken worden, aangezien de vegetaties zich nog steeds verder ontwikkelen (Figuur 11). Het is onder andere nog onduidelijk in welke mate het vochtgradiënt nog kan opschuiven naar de kruin toe (M2008-2010, $p < 0.001$; R2008-2010 < 0.05 ; N2008-2010, n.s.).



Figuur 11. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)

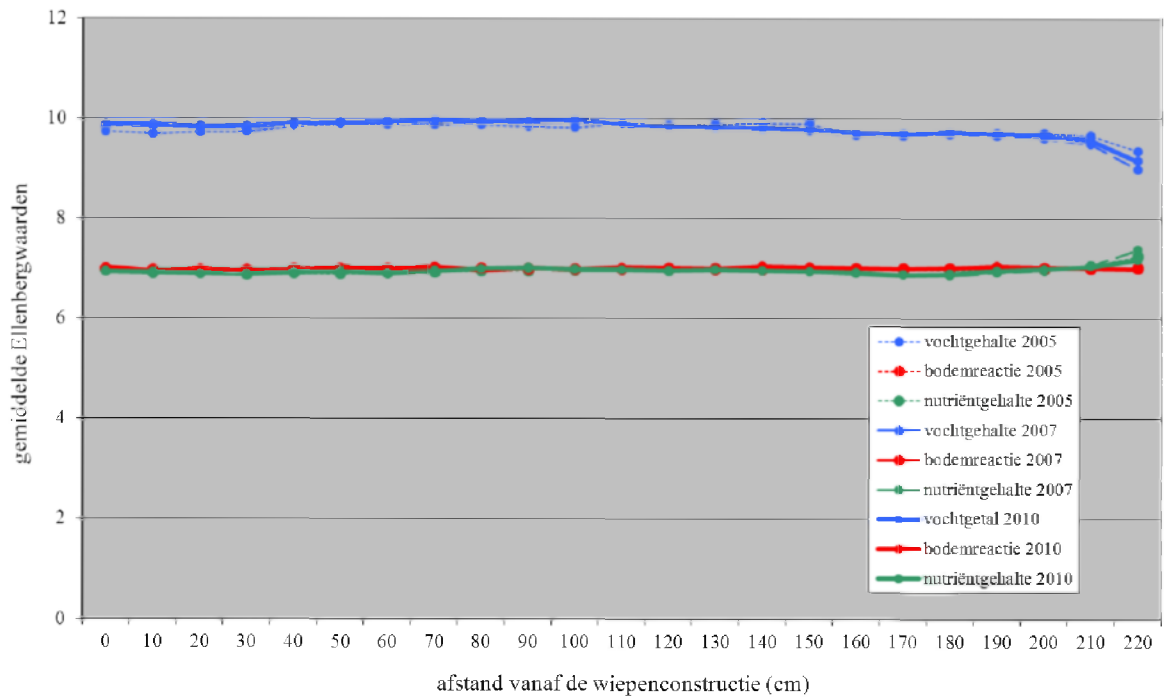
Wat betreft de NTMB-constructies met vooroevers, maar zonder aanleg van kokosrollen, werd slechts een traject opnieuw geïnventariseerd. Alle andere trajecten vertoonden reeds na de tweede

inventarisatieronde een minder dynamisch verloop, waarbij de grafieken voor de gemiddelden Ellenbergwaarden reeds dezelfde vorm vertoonden weliswaar met een bredere vochtgradiënt. Een volgende inventarisatieronde zou uitsluitsel moeten geven over de stabiliteit van de vegetatieontwikkeling. Indien geen significante verschillen waarneembaar zijn, zou in regel de vegetatieontwikkeling gestabiliseerd zijn na 2 à 3 jaar wat sneller is dan bij de plaatsing van kokosrollen, tenzij deze met riet werden ingeplant. Een mogelijke oorzaak hiervoor is dat de ingezaaide kokosrollen wisselende slaagkansen vertonen en een barrière kunnen vormen voor de ontwikkeling van streekeigen vegetaties met o.a. riet, rietgras, liesgras, wolfsfoot, moerasvergeet-mij-nietje, moerasandoorn, grote kattenstaart, watermunt, waterweegbree. Een uitzondering hierop zijn de trajecten die het vochtgradiënt verder naar de kruin verbreden met gemiddelde Ellenbergwaarden aan de kruin van 8,2 (Fig. 12). In vergelijking bereiken de NTMB-constructies met vooroevers en kokosrollen (niet met riet ingeplant) slechts waarden van gemiddeld 6,5. Zo is het traject Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene (LO) sinds de aanleg in 2004 nog in ontwikkeling (M2007-2010, $p < 0.001$; R2007-2010, $p < 0.001$; N2007-2010, $p = n.s.$).



Figuur 12. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene (LO)

Wat betreft het traject Daknambrug/Pieter Heydensveer speelt het profiel van de oeverzone een rol (Fig. 13). Over een belangrijk deel van het traject gaat het om een brede geërodeerde zone, eindigend in bijna loodrechte wanden. Dit traject werd als eerste aangelegd (2001) waardoor de vegetatie meer kansen gekregen heeft dan elders om de oevers te kunnen koloniseren.



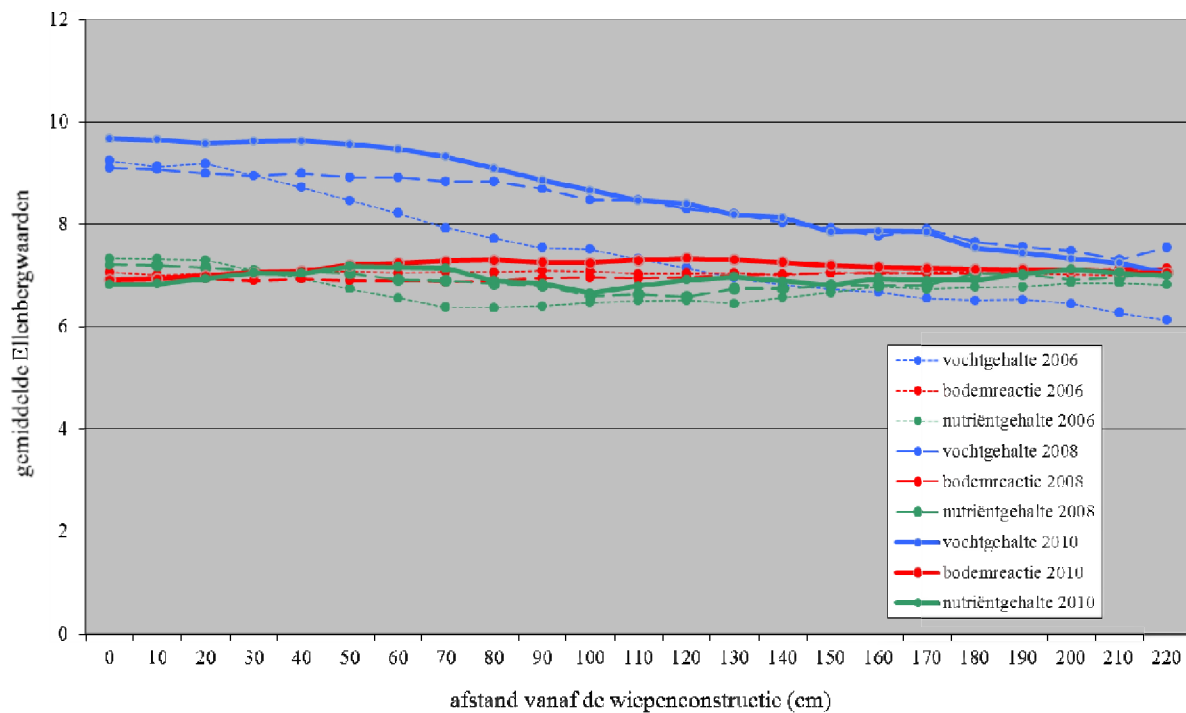
Figuur 13. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Daknambrug/Pieter Heydensveer (RO) (palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen)

De gradiënt kan ook afgezwakt zijn door de aanwezigheid van clonale dominanten. Dit zijn soorten die een minimumhoogte bereiken van 1 meter en een laterale spreiding groter dan 25 cm (Grime et al. 1988). Voorbeelden hiervan zijn riet (Foto 21) of Japanse duizendknoop. Heel snel kan een gehele oever in beslag genomen worden, ook de plaatsen waar de abiotische gradiënt niet gunstig is voor hun ontwikkeling, zoals de drogere delen van de oever in het geval van Riet (plaatsen zonder begrazing of zomermaaiing).



Foto 21. Riet als clonale dominant met een jaarlijkse laterale spreiding groter dan 25 cm.

Twee trajecten werden geïnventariseerd met palen en wiepen, maar zonder plasbermen. Na twee inventarisatierondes, konden geen duidelijke conclusies getrokken worden betreffende de kolonisatiegraad van oevervegetaties. Na drie inventarisatierondes, blijkt de vegetatieontwikkeling nog steeds niet gestabiliseerd. Voornamelijk langs de waterlijn neemt de uitbreiding van de oevervegetaties nog toe om zich verder landinwaarts te ontwikkelen. Aangezien er bij deze constructies geen luwe zone voorzien, is waar oevervegetaties zich preferentieel kunnen ontwikkelen, verloopt de kolonisatie moeizaam (Fig. 14; M2008-2010, $p < 0.01$; R2008-2010, $p = n.s.$; N2008-2010, $p = n.s.$).



Figuur 14. Gemiddelde Ellenbergwaarden voor het traject Dambrug/ spoorwegbrug suikerfabriek (LO)

In oeverecosystemen vormt de hydrologie een bepalende sleutelfactor voor de structuur en het functioneren van het systeem. De gradiënt van de rivier naar de oeverrand wordt weerspiegeld in de soortensamenstelling van de vegetatie (Wassen et al. 1996). In verschillende delen van de gradiënt komen verschillende soorten voor afhankelijk van de biotische en abiotische randvoorwaarden (Van der Valk 1981; Keddy 1994; Zobel *et al.* 1998). Een vegetatiezonering kan waargenomen worden wanneer soorten een bepaald verspreidingspatroon bezitten dat bepaald wordt door tolerantie voor overstromingen (Keddy 1984; Sýkora *et al.* 1988; Silvertown *et al.* 1999; Voesenek *et al.* 2004; van Eck *et al.* 2004). Deze verspreidingspatronen zijn het meest zichtbaar langs een hoogtegradiënt met een kleine variatie in waterniveau (Keddy 1984). Dit is het geval voor de oevers van de Moervaart aangezien het waterpeil constant gehouden wordt met het peil van het kanaal Gent-Terneuzen. Op de laagst gelegen delen waar de bodem verzadigd is van vocht komt in principe Riet voor als veruit de meest dominante soort (Foto 22). Lokaal komen ook begeleidende soorten voor zoals watermunt, moerasvergeet-mij-nietje, grote kattenstaart en wolfspoot (Foto 23). Dit zijn de soorten die aan meest extreem natte omstandigheden aangepast zijn.



Foto 22. Aanwezigheid van Riet in de onderste gradiëntzone op het traject Coudenbormbrug-kanaal van Stekene (LO). Op de laagst gelegen delen waar de bodem verzadigd is van vocht komt in principe riet voor als veruit de meest dominante soort.

Foto 23. Grote kattenstaart als begeleidende soort in oevervegetaties



Als drogere reeks hogerop in de gradiënt ontwikkelen zich ruigtekruiden met als dominante soorten zoals harig wilgenroosje en grote brandnetel (Foto 24 en 25). Ondanks het feit dat natte ruigtekruiden minder tolerant zijn, treden er toch nog grote verschillen op tussen de soorten. Zo blijkt koninginnekruid bijzonder weinig tolerant te zijn aan extreem natte omstandigheden (Lenssen *et al.* 1998).



Foto 24. Overzicht van de oevervegetatie met riet in de onderste gradiënt en grote brandnetel met harig wilgenroosje in de bovenste gradiëntzone langs het traject kanaal van Stekene-Sinaaibrug (RO)



Foto 25. Ruigtevegetatie met grote brandnetel, gewone smeerwortel en harig wilgenroosje langs het traject kanaal van Stekene-Sinaaibrug (RO)

Het is voornamelijk gedurende het stadium van juvenielen dat er een onderscheid kan gemaakt worden tussen de soorten van natte ruigten en rietvegetaties.

Met uitzondering van een beperkt aantal soorten wordt bij alle soorten de kieming van de zaden geïnhibeerd bij overstroming of onder waterverzadigde omstandigheden (Lenssen *et al.* 1998). Een aantal oeversoorten zoals grote lisdodde (Bonnewel *et al.* 1983), mattenbies (Clevering 1995), krulzuring (Voesenek *et al.* 1992) en kattenstaart (Van der Valk 1981) bezitten de aanpassing om onder water te kiemen.

De probabilliteit tot overleven is het grootst voor de snel ontwikkelende zaailingen. Dit is geval voor soorten van rietvegetaties zoals waterzuring, wolfspoot, moerasvergeet-mij-nietje en natte ruigtekruiden zoals aarig wilgenroosje en akkerdistel (Stockey & Hunt 1994). Deze soorten worden bovendien ook gekenmerkt door morfologische aanpassingen zoals een grotere porositeit van wortels en stengels (Lenssens *et al.* 1998).

Een algemene trend die men kan waarnemen na twee inventarisatie- en nog meer uitgesproken na drie inventarisatiefasen is de toename van het aantal vochtminnende soorten die de oevers hebben gekoloniseerd, weliswaar met een nog steeds aanwezige gradiënt. Dit komt het meest tot uiting voor de trajecten Spoorbrug/Zwaaikom suikerfabriek (LO), Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek (LO), Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO), kanaal van Stekene/Sinaaibrug (RO), Pieter Heydensveer/Sinaaibrug (LO), stroomopwaarts- en afwaarts de Heirbaanbrug.

3.2 Karakterisatie van de oevers volgens biotische gradiënten (Ecologische waarde)

3.2.1 Ecologische karakterisatie van de trajecten

Er werd gestreefd om een zo groot mogelijk aantal homogene trajecten binnen de oeverzone te localiseren (Tabel 7). Aan de hand van de samenstellende soorten werd bepaald tot welk vegetatietype het traject overwegend behoorde. Tenslotte werd er een onderscheid gemaakt tussen grasland (g), rietvegetatie (ri), moerasvegetatie (m), ruderaal ruigten (r) en nitrofiel zomen (n).

Tabel 7. Steekproef van trajecten met homogene vegetatietypen

Traject en vegetatietype	Code	Vegetatietype
Terwestbrugkalvebrug (LO) Palen met wiepen en plasbermen (deel 3)	D	rietvegetatie, grasland, ruderaal ruigten
Spoorwegbrug /zwaikom suikerfabriek (LO) Palen met wiepen en plasbermen	K	nitrofiel zomen
Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek (LO) Palen met wiepen zonder plasbermen	L	grasland
Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek (LO) Palen met wiepen en plasbermen	M	grasland
Coudenbormbrug/ kanaal van Stekene (LO) Palen met wiepen en plasbermen (deel 1)	O	rietvegetatie, grasland
Coudenbormbrug/ kanaal van Stekene (LO) Palen met wiepen en plasbermen (deel 2)	P	rietvegetatie, grasland
Kanaal van Stekene/Sinaaibrug (RO) Palen met wiepen en plasbermen	R	moerasvegetatie, rietvegetatie, nitrofiel zomen
Sinaaibrug/ Pieter Heydensveer (LO) Palen met wiepen en plasbermen	V	grasland
Pieter Heydensveer/Daknambrug (LO) Palen met wiepen en plasbermen	X	moerasvegetatie, rietvegetatie
Daknambrug/Pieter Heydensveer (RO) Palen met wiepen en plasbermen	Z	moerasvegetatie, rietvegetatie

Om de vegetatie te karakteriseren werden multivariate analyses uitgevoerd. De soortendiversiteit is zelden het gevolg van een unieke, directe causale factor of proces (Whittaker *et al.* 2001). Multivariate modellen verklaren daarom veel meer variatie in de diversiteit aan vegetatietypen dan de modellen die gebaseerd zijn op bivariate analyse (Grace 1999).

DCA werd gebruikt om te evalueren welke belangrijke gradiënten in de data aanwezig zijn en om de verschillen tussen de groepen te kunnen visualiseren (Økland & Eilertsen 1994; Vermeersch & Declerck 2009).

In eerste instantie vertoonde de DCA-analyse als indirecte analyse een duidelijke vochtgradiënt in de vegetatiestructuur met als gradiënt van vochtig naar droog volgende vegetatietypen: rietvegetaties- moerasvegetaties- nitrofiële zomen-grasvegetaties-ruderale ruigten. De graslandvegetaties vertoonden een grote interne spreiding die waarschijnlijk te verklaren is door de variatie van verschillende graslandsoorten binnen de steekproeftrajecten.

De rangschikking van de opnamen op de eerste DCA-as duiden op een duidelijke correlatie met de Ellenberg vochtgetallen ($r=-0,82$), wat dus overeenkomt met de vochtgradiënt in de dataset.

CCA werd gebruikt om een set van verklarende variabelen (Ellenbergwaarden) uit te testen en te kwantificeren (Borcard et al. 1992). Deze Ellenbergwaarden werden voor iedere opname bepaald door een gewogen gemiddelde te maken van de Ellenbergwaarden van elke soort die in de opname voorkomt (Dupré & Diekmann 1998).

$$EW_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n R_{ij} * IW_{ik}}{\sum_{i=1}^n R_{ij}}$$

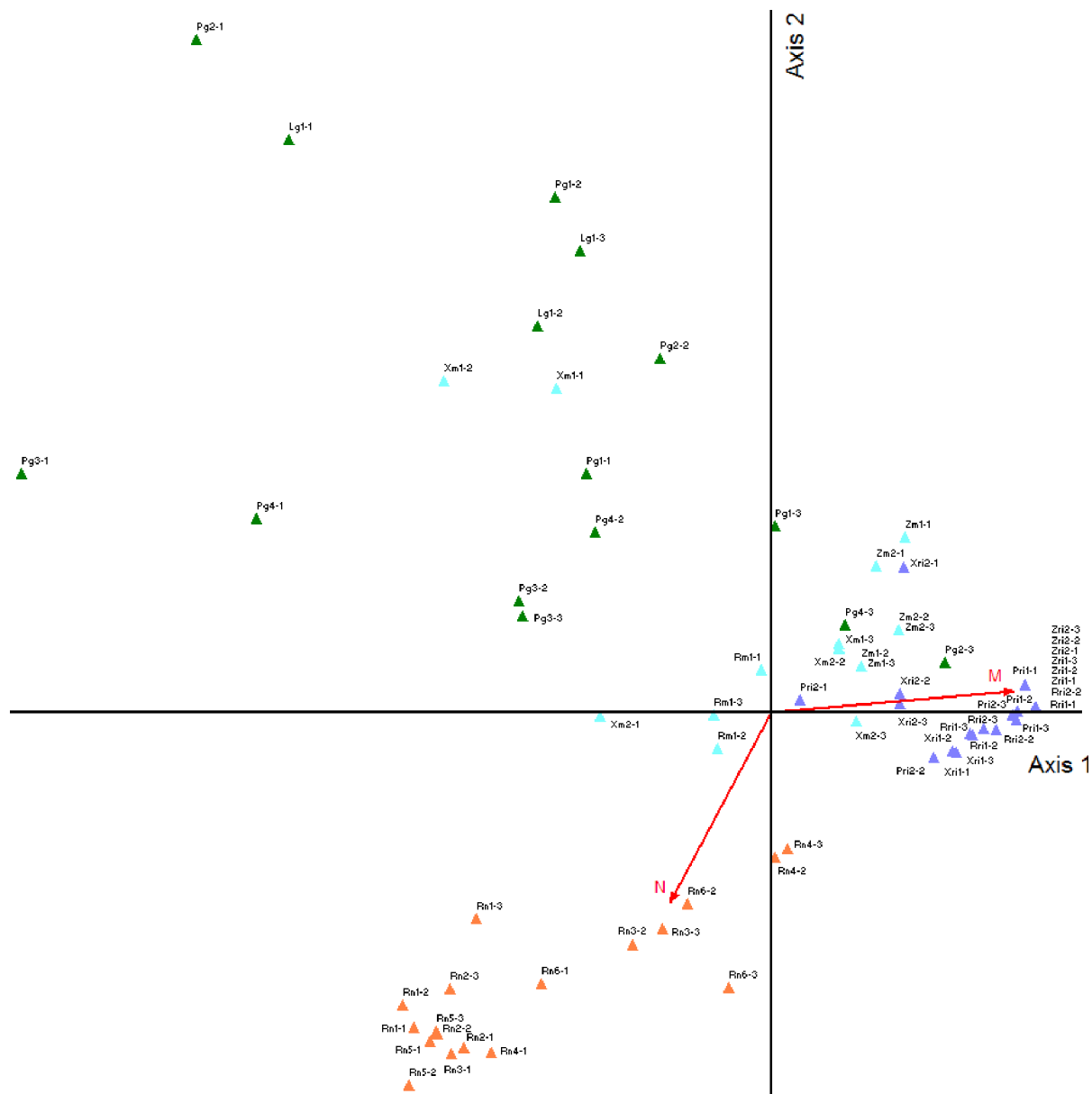
EW_{jk} = de gemiddelde Ellenbergwaarde voor opname (j)

R_{ij} = abundantie van soort (i) in opname (j)

IW_{ik} = de indicatiewaarde van soort (i) voor variabele (k)

Aan de hand van de weerhouden trajecten in de derde inventarisatieronde, werd een CCA in combinatie met een vectoranalyse uitgevoerd. Dit laat mogelijk om te visualiseren hoe een traject zich in functie van de tijd herpositioneert t.o.v. de gemiddelde Ellenbergwaarden.

Het aandeel van de variantie in de data dat aan de hand van de eerste drie CCA-assen kan verklaard worden bedraagt 27%. Veel van de niet-verklaarde variatie in veldgegevens is te wijten aan een niet volledig passende respons van de data ten aanzien van het model. Een literatuurstudie toont aan dat dit varieert tussen 50 tot 85 % (Økland 1999). De eerste CCA-as is het sterkst en negatief geassocieerd met het reactie- en het vochtgetal. De respectievelijke correlatiecoëfficiënten bedragen 0,962 voor het vochtgetal en 0,956 voor het zuurgetal. De tweede CCA-as is sterk en positief gecorreleerd met het stikstofgetal ($r=-0,808$) (Fig. 15).



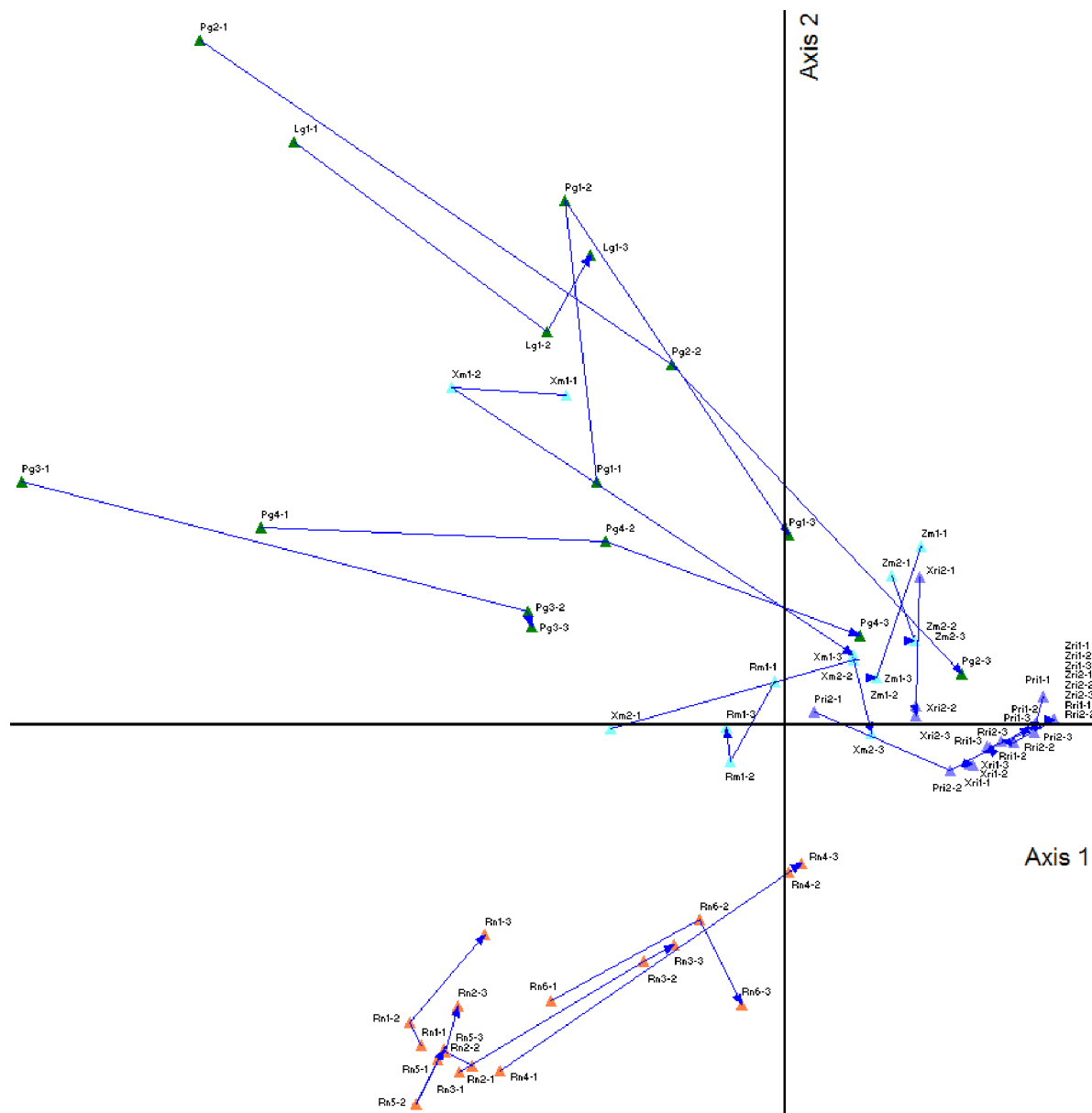
Figuur 15. CCA van 24 steekproeftrajecten (met 172 soorten) ter hoogte van de NTMB-oeveren van de Moervaart die op drie tijdsintervallen werd geïnventariseerd (eigenwaarde as 1=0,61; eigenwaarde as 2=0,46; eigenwaarde as 3=0,09);

De naamgeving wordt bepaald door de code voor het traject en de beginletters van het vegetietype (zie tabel 7).

Sommige vegetatietypen zoals rietvegetaties en de vegetaties van nitrofiële zomen vertonen een duidelijke clustering. De rietvegetaties worden duidelijk gerelateerd tot de vochtige milieus en de vegetaties van nitrofiële zomen vertonen een duidelijke correlatie met de

stikstofrijke milieus. Voor de andere typen milieus zijn de correlaties minder duidelijk. Moerasvegetaties vertonen afhankelijk van de locatie een preferentie voor vochtige milieus. Net als in de DCA-analyse valt de heterogeniteit van de graslandtypen op (Fig. 15).

Om de verschuiving van de trajecten in functie van de Ellenbergvariabelen beter te visualiseren werden vectoren aangebracht die de evolutie aangeeft van de steekproeftrajecten. De steekproeftrajecten die weinig variatie vertonen werden niet in de analyse opgenomen (Fig. 16).



Figuur 16. CCA van 21 steekproeftrajecten (met 172 soorten) ter hoogte van de NTMB-oeveren van de Moervaart die op drie tijdsintervallen werden geïnventariseerd (eigenwaarde as 1=0,61; eigenwaarde as 2=0,46; eigenwaarde as 3=0,09)

De naamgeving wordt bepaald door de code voor het traject en de beginletters van het vegetietype (zie tabel 7).

De NTMB-oeveren evolueren over het algemeen naar een vochtiger systeem. Dit betekent dat het aandeel oeverplanten over de twee inventarisatieperioden is toegenomen. Wat betreft de soortendiversiteit en de bescherming van de oeveren is dit een positieve evolutie.

In de analyse werden enkel de meest dynamische trajecten in overweging genomen. De trajecten met de rietvegetaties blijven het minst gewijzigd. Grotendeels heeft dit te maken met de snelle uitbreiding in de beginjaren na aanleg, waarna er een zekere stagnatie is opgetreden.

Binnen de groep van de nitrofiële zomen is het aandeel van de typische ruigtekruiden verminderd en het aandeel vochtminnende soorten toegenomen.

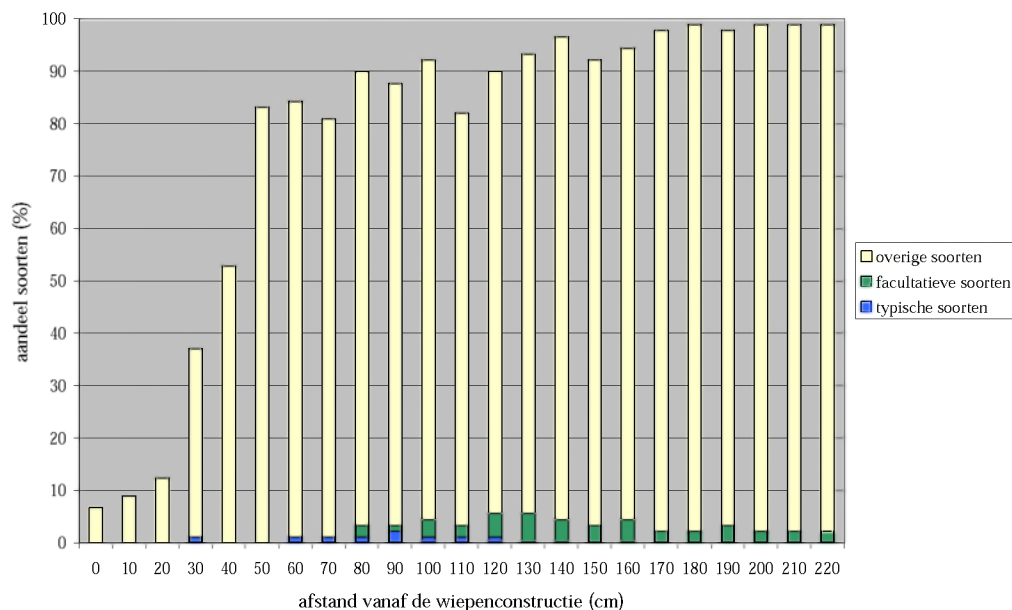
3.2.2 Ecologische soortengroepen

Per traject kan men nagaan wat het aandeel van de typische oeversoorten is. Deze vormen een goede indicatie voor het stadium waarin de ontwikkeling van de NTMB-oever zich bevindt. Goed ontwikkelde oevervegetaties vervullen niet enkel een ecologische functie, maar spelen ook een functionele rol als oeverbescherming.

Aanvankelijk gebeurt de ontwikkeling van oevervegetaties moeizaam bij constructies met palen en wiepen zonder plasbermen. Deze verticale constructies beletten substraataccumulatie waardoor planten of vegetatiefragmenten zich niet kunnen vasthechten en zaden niet kunnen kiemen. Een illustratief voorbeeld is het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) (Foto 26, Fig. 17).

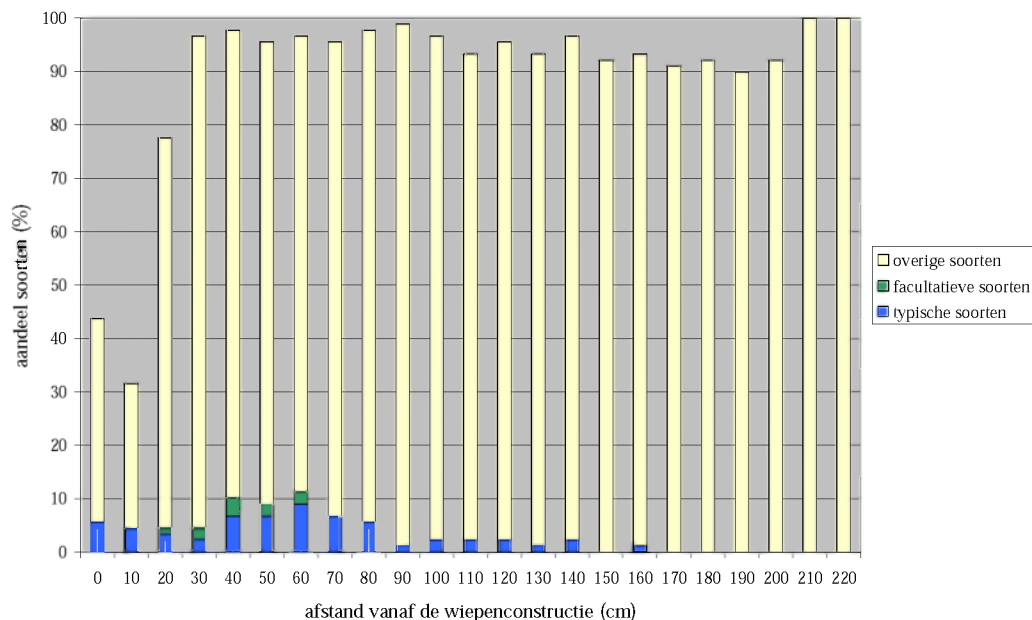


Foto 26. Constructie van palen en wiepen op het traject Coudenbormbrug-kanaal van Stekene



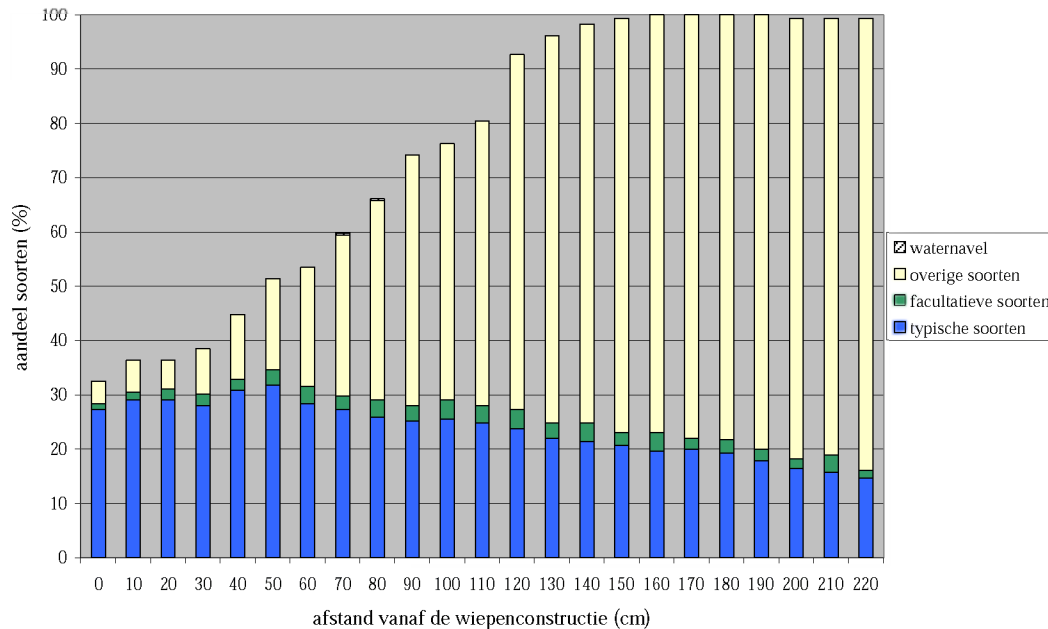
Figuur 17. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen zonder plasbermen; inventarisatie 2005

In de loop van de tijd ontwikkelt zich een kleine gradiënt, enkel door het vermogen van bepaalde moerassoorten om uitlopers te vormen, zoals Rietgras, Liesgras en Wolfspoot. Er wordt echter niet verwacht dat deze soorten hoge densiteiten op de oever zullen bereiken (Fig. 18).

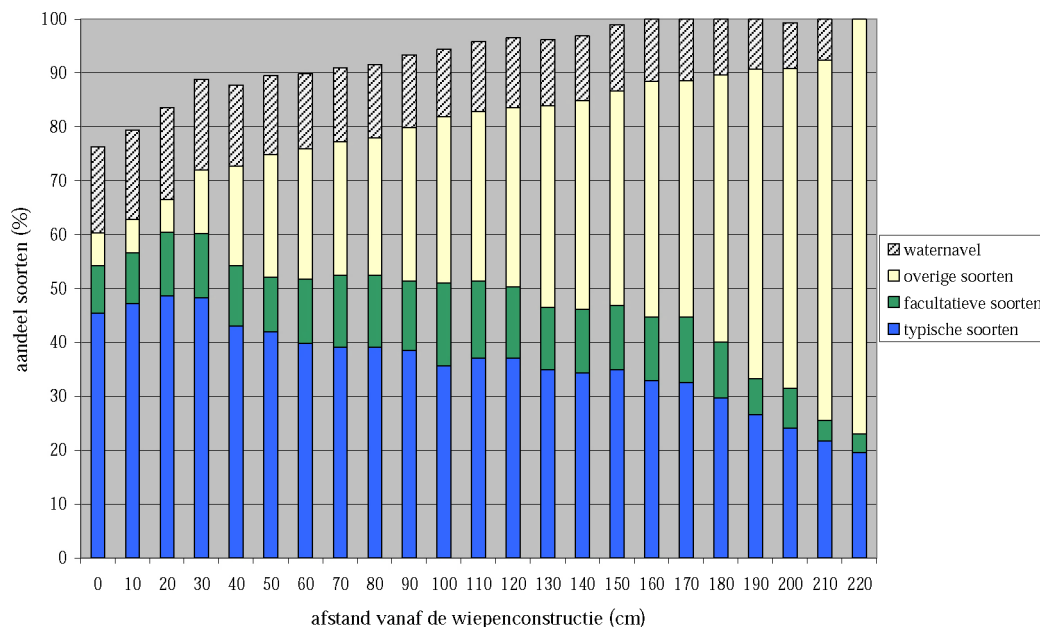


Figuur 18. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen zonder plasbermen; inventarisatie 2007

Uitzondering hierop vormt het traject Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek (LO) waar er zich een oevergradiënt aan heeft ontwikkeld, door onder andere de aanwezigheid van Riet in de oever, maar ook door de verdere uitbreiding van o.a. liesgras, harig wilgeroosje, koninginnekruid, watermunt (Fig. 19 en 20).

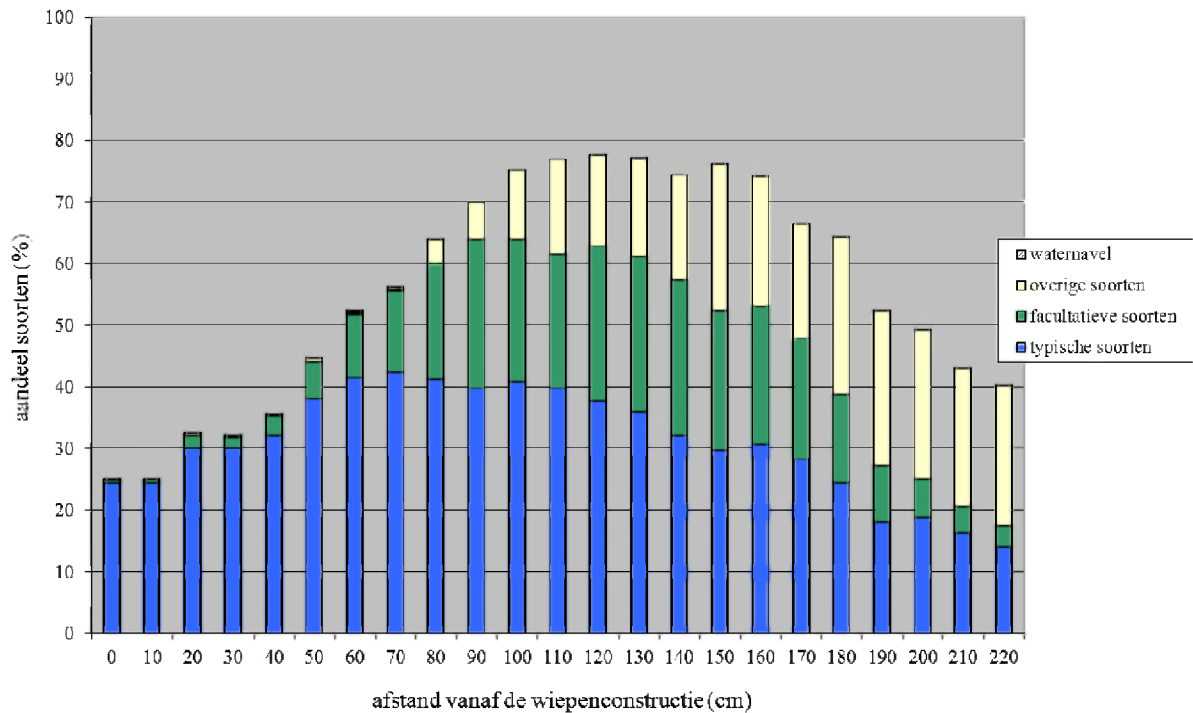


Figuur 19. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek – palen met wiepen zonder plasbermen; inventarisatie 2005



Figuur 20. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek – palen met wiepen zonder plasbermen, inventarisatie 2007

De laatste inventarisatieronde heeft echter aangetoond dat het aandeel typische oeversoorten stagneert, waardoor men de volgende jaren geen verdere uitbreiding meer verwacht (Fig. 21). De oorzaak is waarschijnlijk het beheer van de oevers in het kader van de bestrijding van grote waternavel. Aangezien mechanische en manuele bestrijding gecombineerd worden, is een differentiële verwijdering van grote waternavel door mechanische bestrijding niet altijd gegarandeerd.



Figuur 21. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Dambrug/ Spoorwegbrug suikerfabriek -palen met wiepen zonder plasbermen, inventarisatie 2010

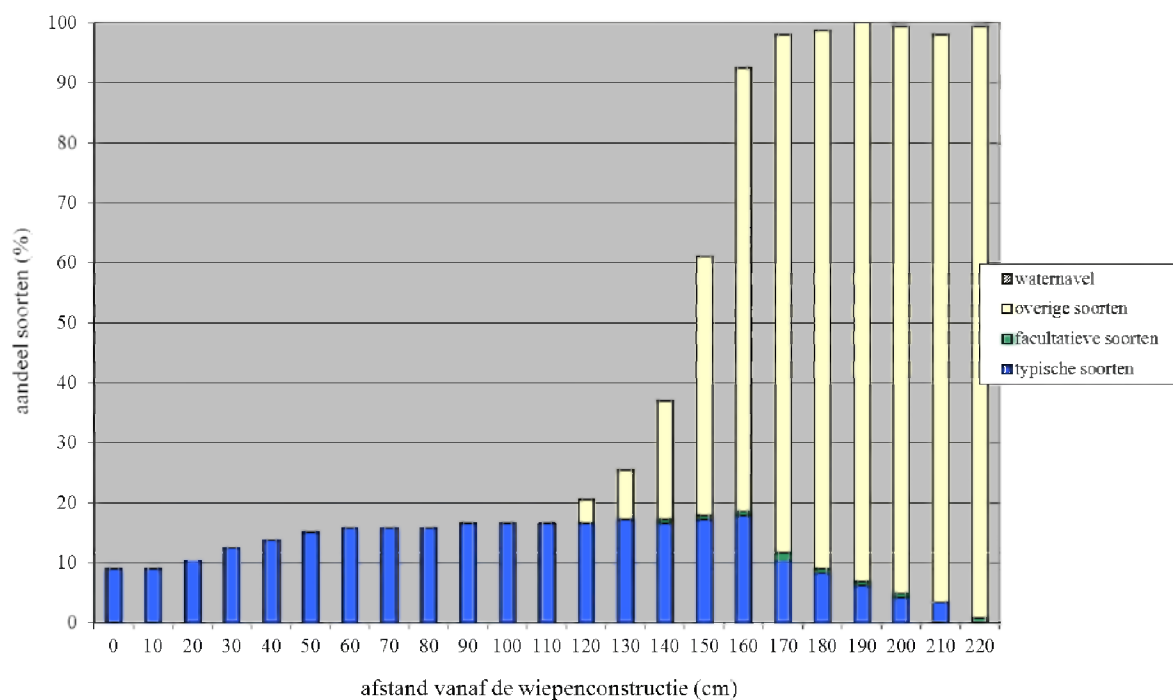
Palen met wiepen en plasbermen, al dan niet met de plaatsing van kokosrollen, vertonen, door de ruimte die hen geboden wordt, doorgaans een beter ontwikkelde oevervegetatie met een hoger relatief aandeel van typische oeversoorten. Een voorbeeld hiervan vormt het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) (Foto 27; Fig. 24, 25 en Fig. 26).



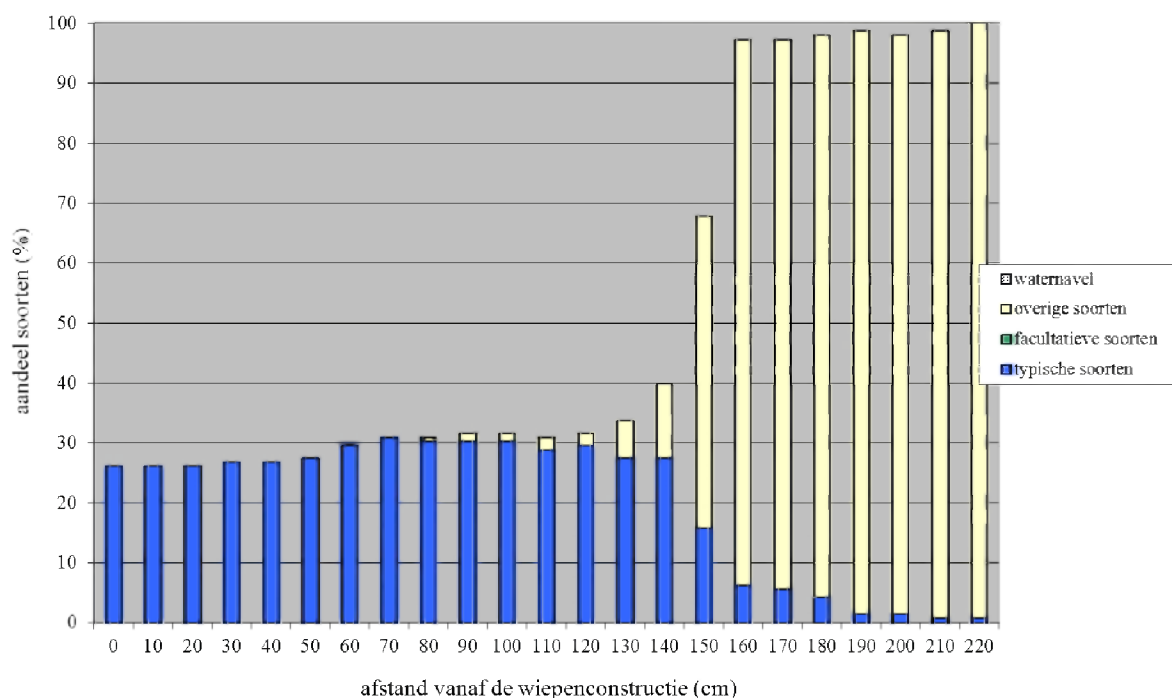
Foto 27. Constructie met palen en wiepen en plasbermen op het traject Coudenbormbrug-kanaal van Stekene (RO)

De typische soorten die waargenomen werden gedurende de verschillende inventarisatieronden zijn veerdelig tandzaad, moeraszegge, liesgras, gele lis, riet, rietgras, waterpeper, gele waterkers, koninginnenkruid en wolfsfoot hebben zich sterk uitgebreid. Uiteindelijk heeft ook hoge cyperzegge zich in de plasberm ontwikkeld. Andere soorten zoals kransvederkruid, grote waterweegbree, moerasmuur en blaartrekkende boterbloem zijn verdwenen. Vermoedelijk is de belangrijkste factor hierbij de massale ontwikkeling van grote waternavel, die de andere minder robuuste soorten wegconcurrereert.

Algemeen kan men stellen dat het aandeel typische oeverplanten en in mindere mate de facultatieve soorten, in de eerste jaren is toegenomen. Ter illustratie kunnen de trajecten worden vermeld stroomafwaarts en -opwaarts de Heirbaanbrug (Fig. 22 en 23).



Figuur 22. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Heirbaanbrug/ Lokeren (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2008



Figuur 23. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Heirbaanbrug/ Lokeren (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2010

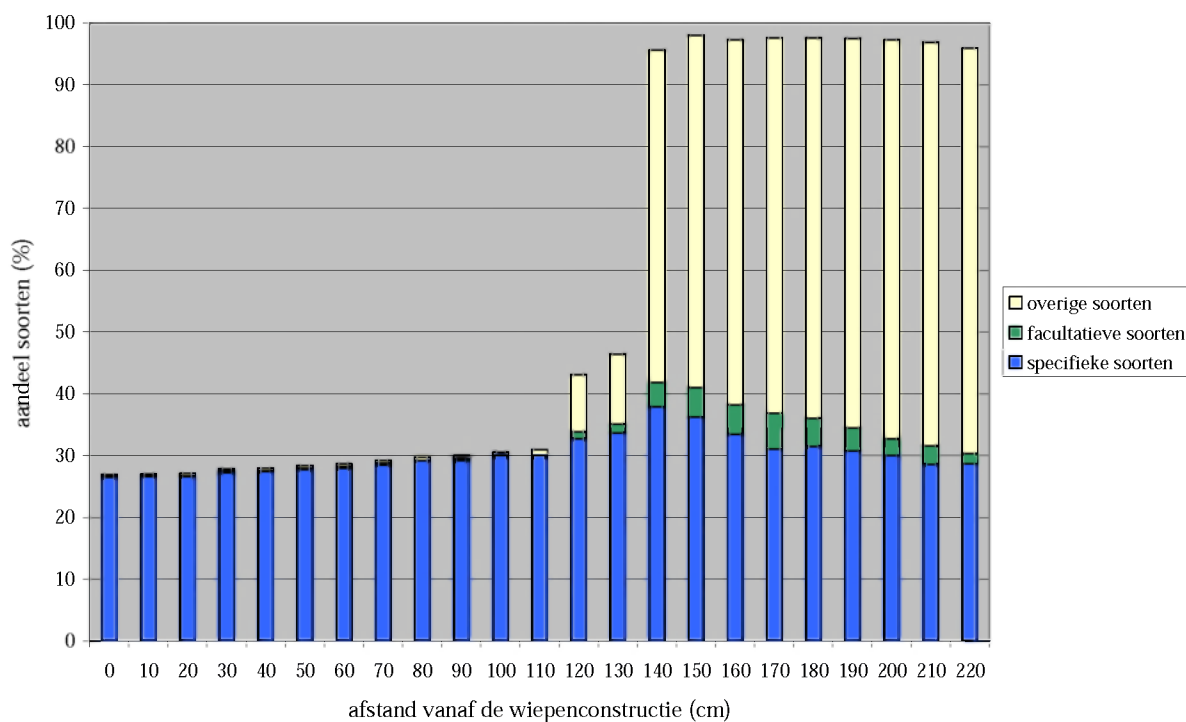
Er is evenwel nog geen sprake van herstel van het aandeel typische oeverplanten zoals die was voor de realisatie van de NTMB-oeveren. Voor de beide vooroevers, stroomopwaarts en –

afwaarts van de Heirbaanbrug, werden de soorten naar aanwezigheid geïnventariseerd voor de aanleg van de NTMB-oeveren en in een eerste inventarisatieronde na de aanleg. Voor beide plasbermen is het aandeel typische oeversoorten na de aanleg van de NTMB-oeveren lager dan ervoor. Over het hele traject telde het traject Heirbaanbrug/Daknambrug (RO) voor de aanleg 22% typische oeversoorten tegen 2% na de aanleg. Een identiek fenomeen is waarneembaar voor het traject stroomopwaarts de Heirbaanbrug (LO) met 64% voor de aanleg en 29% erna. Op de rechteroever, stroomafwaarts de Heirbaanbrug zijn bepaalde soorten door de infrastructuurwerken verdwenen: moeraszegge, koninginnenkruid, hoge cyperzegge, gele lis, grote kattenstaart, gele waterkers, rietgras, riet, waterzuring, bitterzoet, wolfspoot en gele plomp zijn er in belangrijke mate afgenomen.

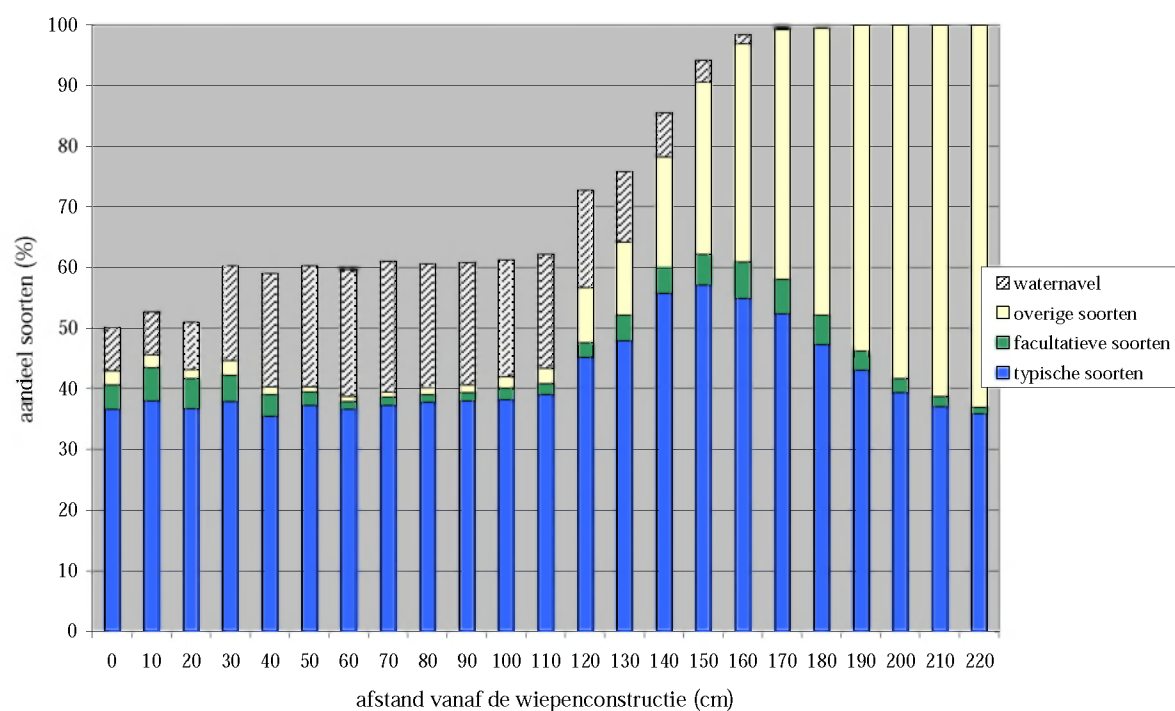
Op de linkeroever stroomopwaarts de Heirbaanbrug zijn soorten zoals gele plomp en grote lisdodde verdwenen en een belangrijk deel van de rietoevers werd vervangen door grote egelskop en gele lis. Het herkoloniseren van de plasbermen door de verdwenen soorten zal afhankelijk zijn van de mate van beschikbaarheid van propagulen.

Tijdens de laatste inventarisatie bleek wel degelijk een herstel aan de gang te zijn. Boven vernoemde soorten nemen weer in aantallen toe en het aandeel typische oeversoorten zijn weer toegenomen tot 12% voor het traject stroomafwaarts de Heirbaanbrug (RO), respectievelijk 54% voor het traject Heirbaanbrug/ Lokeren (LO).

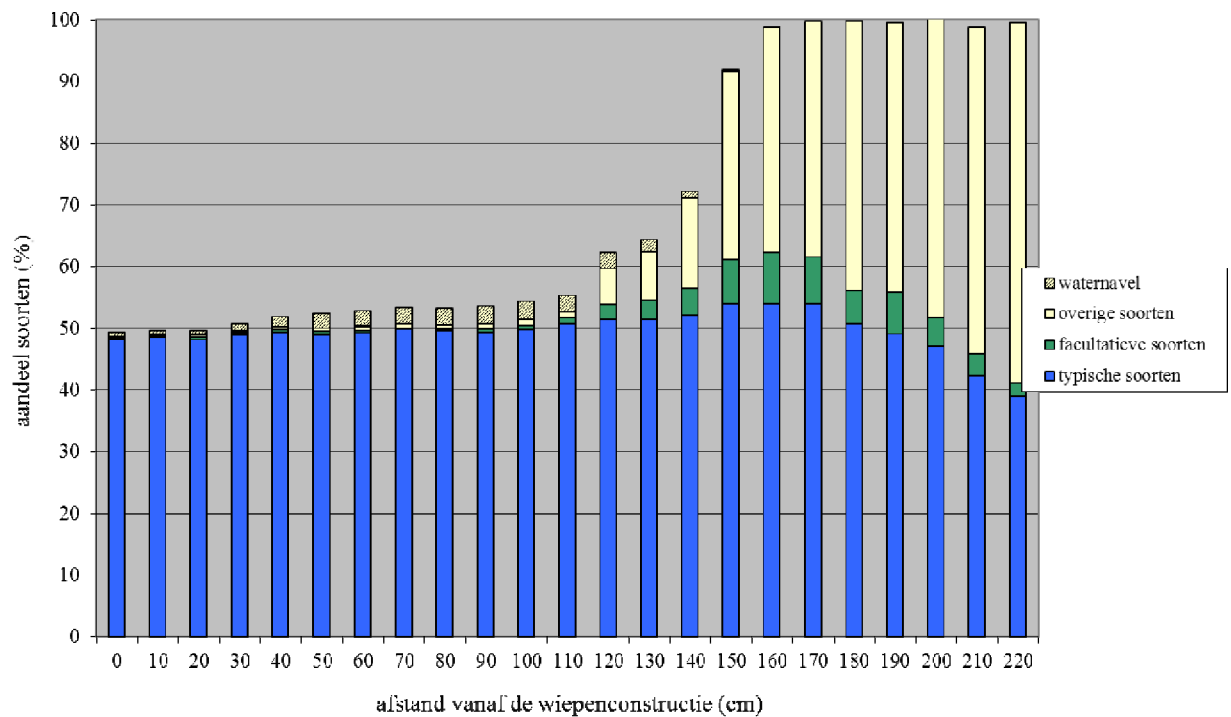
Algemeen kan gesteld worden dat een 5-tal jaren na realisatie, het aandeel van de typische oeversoorten nagenoeg constant blijft. Ter illustratie geldt het voorbeeld van het traject Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene (Fig. 24, 25, 26).



Figuur 24. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2005



Figuur 25. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2007



Figuur 26. Verhouding ecologische soortengroepen ter hoogte van het traject Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) – palen met wiepen en plasbermen; inventarisatie 2010

De grafieken van de overige trajecten zijn terug te vinden in bijlage 2.

3.2.3 Voortplantings- en verspreidingsstrategie

Rivieren vormen corridors voor de verspreiding van talrijke soorten (Malanson 1993). Hierbij vormt hydrochorie (verspreiding via water), een van de belangrijkste mechanismen voor de verspreiding van propagulen (Johansson & Nilsson 1993). Deze heeft een directe invloed op de gemeenschapssamenstelling.

Recentelijk werd er meer aandacht besteed aan biotische processen als determinerende factor voor gemeenschapssamenstelling (Hubell 2001). De beschikbaarheid van propagulen wordt als een van de sleutelfactoren in de vestiging en de ontwikkeling van plantengemeenschappen beschouwd (Bakker et al. 1996).

Verschiedende vormen van verspreidingsstrategieën worden aangetroffen langsheen een vochtgradiënt:

- De productie van zaden die een langere tijd in de bodem kunnen overleven, met de vorming van een zaadbank tot gevolg. Over het algemeen gaat het om eenjarige planten die zich ieder jaar opnieuw uit zaad ontwikkelen of meerjarige planten met een ruderaale groeistrategie bv. reuzenbalsemien. Uitzonderingen hierop zijn bv. soorten zoals kruipende boterbloem, vijfvingerkruid, grote wederik, harig wilgenroosje, ridderzuring, ruw beemdgras, fioringras. In tegenstelling hiermee bezitten dominante grassen van natte ruigte of alluviale graslanden de capaciteit niet om zaden in de bodem te accumuleren. Het gaat bv. om soorten zoals grote vossenstaart, glanshaver, kweek of gestreepte witbol (Hölzel & Otte 2004).
- De productie van een groot aantal zaden.
Op deze manier kunnen bv. oeverplanten met een beperkte terrestrische verspreidingscapaciteit hun areaal aanzienlijk uitbreiden door grote hoeveelheden (kleine) zaden te produceren (in de veronderstelling dat deze het waterlichaam kunnen bereiken). Grootschalige studies hebben bv. aangetoond dat een soort zoals gestreepte witbol met een terrestrische verspreidingscapaciteit van ongeveer 4 m/jaar zich langsheen een rivier met analoge eigenschappen aan de Moervaart zijn verspreidingsafstand kon laten toenemen tot 800 à 900 m/jaar. Er werden wel grote discrepanties waargenomen tussen soorten. Bij gelijke abundantie bleken soorten zoals grote brandnetel, pitrus en ruw beemdgras een veel groter aantal zaden te kunnen verspreiden dan soorten zoals gewone engelwortel of zevenblad (Boedeltje et al. 2003).
- De productie van zaden met een drijvend vermogen
Het drijvend vermogen van de zaden neemt af naarmate men zich in een droger gedeelte van het gradiënt bevindt. Dit betekent concreet dat het drijvend vermogen van zaden van rietvegetaties, zowel in statische (stilstaand water) als dynamische milieus (stromend water), hoger zal zijn dan die van natte graslanden (Tabel 8 en 9). De zaden van nattere milieus drijven langer, zinken trager en beginnen later te zinken dan zaden van soorten van minder overstroomde locaties. Bovendien hebben enkel de zaden van soorten behorende tot rietgemeenschappen eenzelfde drijfvermogen in stromend en stagnerend water, wat een duidelijke aanpassing aantoont aan de dynamische hydrologische omstandigheden van hun habitats (van den Broeck et al. 2005).
Hierbij dient ook vermeld te worden dat zaden van verwante soorten niet altijd hetzelfde gedrag vertonen. Zeggesoorten van natte graslanden vertonen een veel kleiner drijvend vermogen dan zeggesoorten die typisch zijn voor rietgemeenschappen (van den Broeck et al. 2005).
- Specifieke voortplantingsstrategieën vormen een overgang tussen dispersiecapaciteit wegens een groot drijvend vermogen en zaadpersistentie door het ontwikkelen van een tijdelijke zaadbank (bv. lisdodde en diverse zeggesoorten) (Bakker et al. 1996; Ehrlén & van Groenendael 1998; Turnbull et al. 1999).

- De vegetatieve voortplanting is een alternatieve verspreidingsstrategie die men in talrijke wetlandplanten, in het bijzonder bij vrij-drijvende waterplanten en in een klein aandeel van oeverplanten (bv. waterdrieblad) terugvindt (Boedeltje *et al.* 2003). Voor oeverplanten kan men dit beschouwen als een bijkomende strategie, in het geval de verspreiding via zaden niet functioneert, bv. in periodes van belangrijke overstromingen of wanneer de zaden niet rijp zijn (van den Broeck *et al.* 2005).

Vast staat dat hydrochorie en de ecologische gevolgen ervan verschillend zijn voor zaden of vegetatieve propagulen (Johansson & Nilsson 1993):

- Vegetatieve propagulen zijn veel groter dan zaden en gedragen zich anders in het water. Zo zullen hindernissen in het water gemakkelijker een barrière vormen voor grote vegetatieve delen dan voor kleine zaden;
- Vegetatieve propagulen hebben een groter potentieel dan zaden voor een succesvolle vestiging op het substraat;
- Globaal genomen hebben vegetatieve propagulen een kleinere levensduur dan zaden, maar bij veel soorten worden ze het hele jaar door geproduceerd (bv. sterrenkroos, waterpest).

Tabel 8. Percentage van het drijvend vermogen (DV) van zaden in stagnerend en stromend water uitgerekend voor het 90-, 75-, 50-, 25- en 10-percentiel (uitgedrukt in dagen) (van den Broeck et al. 2005)

Soort	Stagnerend water					Stromend water				
	DV90	DV75	DV50	DV25	DV10	DV90	DV75	DV50	DV25	DV10
<i>Rietgemeenschappen</i>										
gele lis	18	117	223	354	429	75	237	277	415	486
hoge cyperzegge	52	75	109	160	181	23	45	220	287	365
liesgras	8	15	29	46	61	5	11	23	40	58
moerasvergeet-mij-nietje	15	28	53	87	124	15	30	57	94	129
oeverzegge	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210
riet	10	17	32	53	121	23	40	69	106	124
scherpe zegge	55	79	112	140	178	47	75	124	159	188
veenwortel	18	36	75	126	171	11	23	51	175	186
watermunt	49	68	94	111	138	20	42	77	113	140
waterzuring	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210
wolfspoot	176	207	240	263	275	256	249	272	324	339
kleine lisdodde	35	48	67	89	100	8	11	13	25	35

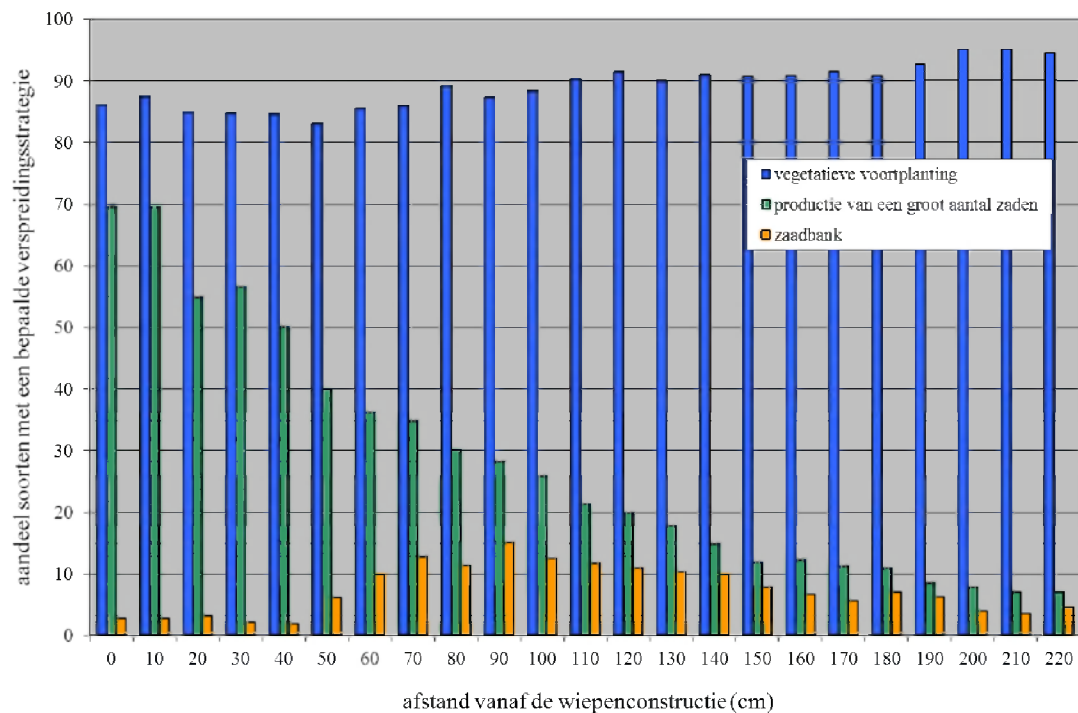
Soort	Stagnerend water					Stromend water				
	DV90	DV75	DV50	DV25	DV10	DV90	DV75	DV50	DV25	DV10
<i>Natte ruigten</i>										
blauw glidkruid	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210	>210
echte valeriaan	29	53	89	128	154	10	20	39	64	87
haagwinde	34	64	111	228	255	14	29	61	74	92
moerasspirea	15	31	59	95	129	7	12	24	39	51
moerasandoorn	39	75	134	193	229	18	38	83	83	109
poelruit	16	30	54	83	107	13	22	42	73	94
<i>Veenmoerassen</i>										
waterdrieblad	44	73	119	166	194	35	57	90	125	145
zwarte zegge	39	59	84	109	131	23	41	69	100	128

Soort	<i>Stagnerend water</i>					<i>Stromend water</i>				
	DV90	DV75	DV50	DV25	DV10	DV90	DV75	DV50	DV25	DV10
<i>Natte graslanden</i>										
beemdlangbloem	4	11	23	40	55	0	4	16	33	47
dotterbloem	39	63	72	95	106	47	83	86	91	92
gestreepte witbol	9	17	34	54	72	2	8	24	47	77
gewone engelwortel	6	63	259	334	363	9	77	286	328	343
grote pimpernel	10	21	44	79	120	6	12	25	41	57
grote ratelaar	30	57	102	146	173	10	24	56	122	138
grote vossenstaart	6	13	26	44	59	2	8	23	43	62
tweerijige zegge	14	25	46	72	86	6	13	29	53	67

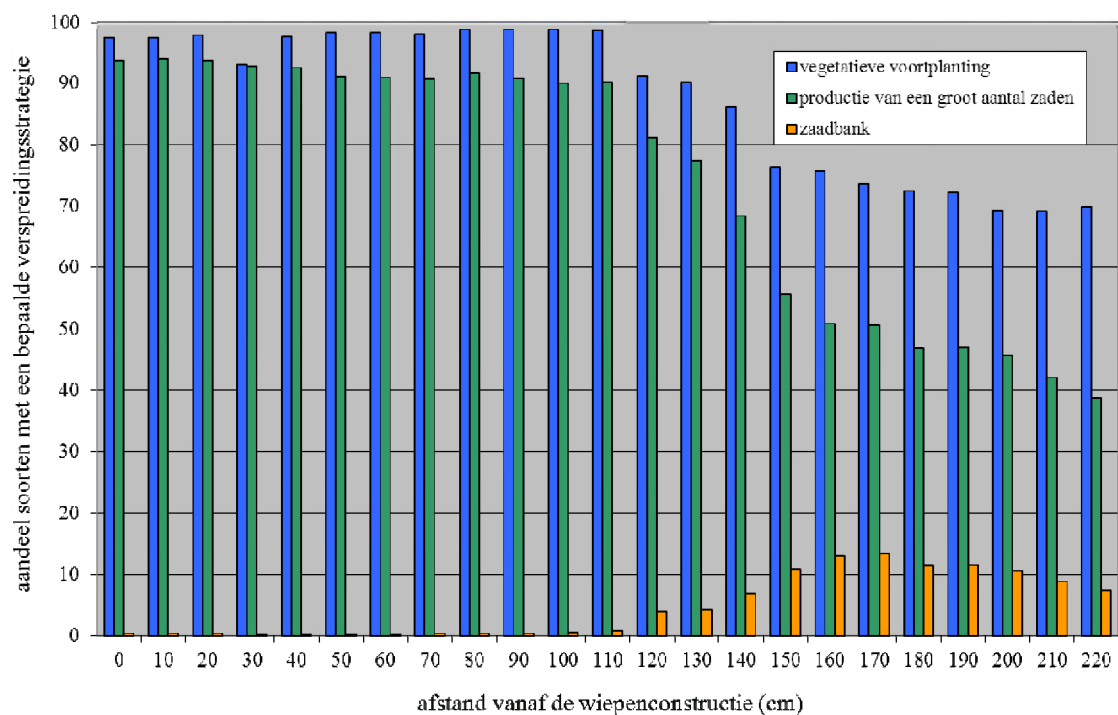
Tabel 9. Percentage van soorten die een bepaalde DV-waarde (drijvend vermogen) overschrijden in dagen zowel voor de toestand van stagnerend water (a) als voor stromend water (b). Er wordt een gemiddelde voor alle soorten berekend per plantengemeenschap (van den Broeck et al. 2005).

Gemeenschappen	DV10		DV50		DV10		DV50		DV10		DV50		
	≥ 7 dagen		≥ 7 dagen		≥ 21 dagen		≥ 21 dagen		≥ 70 dagen		≥ 70 dagen		
	n	a (%)	b (%)	a (%)	b (%)	a (%)	b (%)	a (%)	b (%)	a (%)	b (%)	a (%)	b (%)
Rietgemeenschappen	17	100	96	100	100	71	71	100	95	36	42	76	71
Natte ruigten	7	100	85	100	100	71	28	100	100	14	14	72	43
Veenmoerassen	13	93	70	100	92	70	39	100	77	8	8	67	38
Natte graslanden	18	67	45	100	95	28	6	100	73	0	0	22	12
Alle soorten	55	87	71	100	97	56	36	100	84	14	16	54	40

Studies werden uitgevoerd waarbij de verspreidingskarakteristieken van ca. 900 soorten van verschillende gemeenschappen geklasseerd werden. Hierbij werden hoog significante correlaties gevonden tussen de ligging van een gemeenschap op een vochtgradiënt en de frequentie van morfologische aanpassingen aan hydrochorie (van den Broeck *et al.* 2005; Ozinga *et al.* 2004). De bevindingen op niveau van de vestiging van soorten langs de oevers van de Moervaart komen overeen met de trends die deze studies aangeven, zowel voor palen met wiepen zonder plasbermen (Fig. 27) als voor palen met wiepen en plasbermen (Fig. 28).

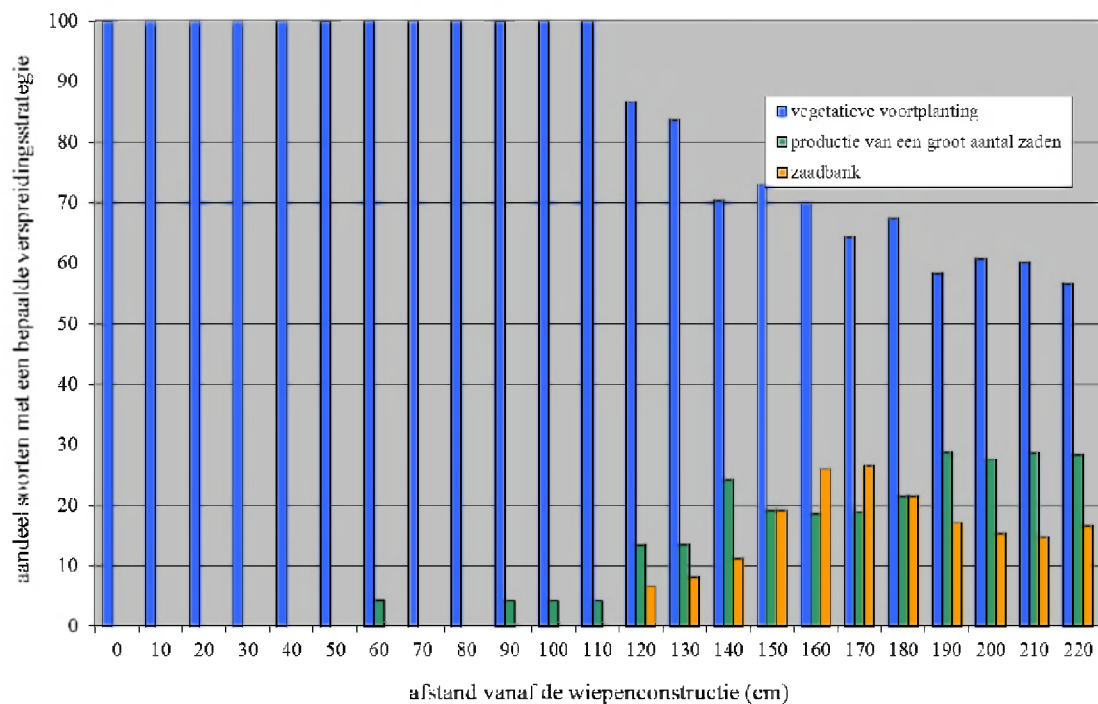


Figuur 27. Verspreidingsstrategie (uitgedrukt in %) van de verschillende plantensoorten die langs de oevergradiënt "Dambrug/ spoorwegbrug Suikerfabriek (LO)" gelegen zijn (palen met wiepen zonder plasbermen); inventarisatie 2010

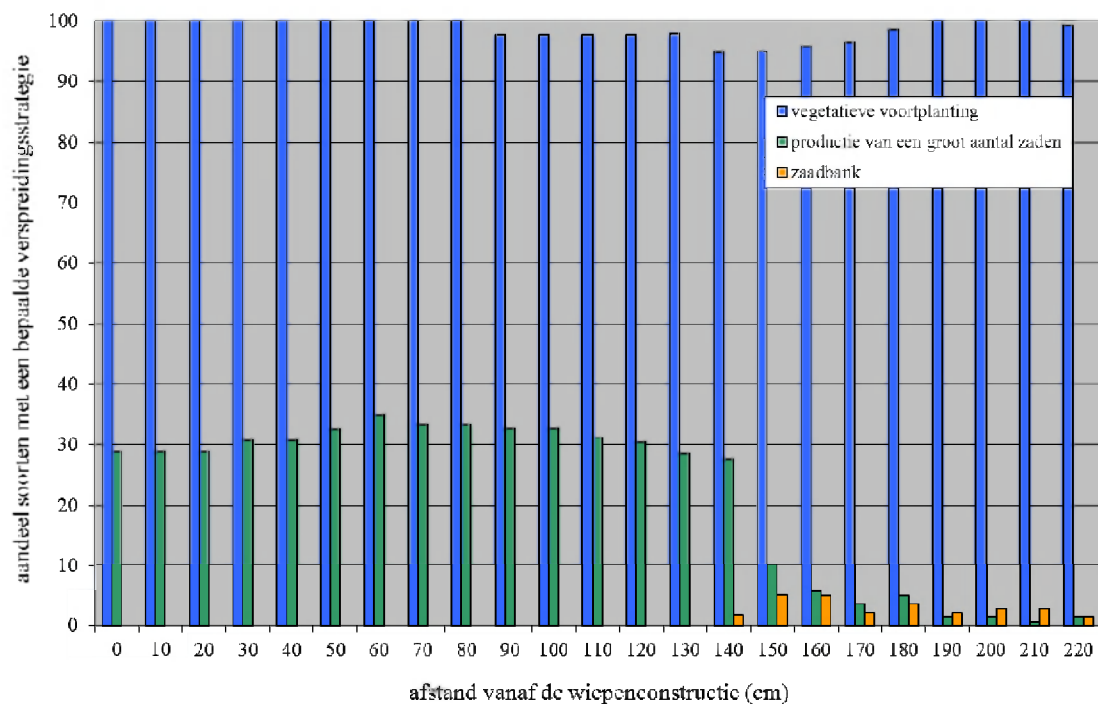


Figuur 28. Verspreidingsstrategie (uitgedrukt in %) van de verschillende plantensoorten die langs de oevergradiënt "Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene (deel 2-LO)" gelegen zijn (palen met wiepen en plasbermen); inventarisatie 2010

Soorten die gekenmerkt worden door het vormen van een zaadbank hebben het moeilijk om zich te kunnen handhaven langsheen de gradiënt van een plasberm (Fig. 29), wat enigszins wel lukt ter hoogte van een oeververdediging met palen en wiepen maar zonder plasbermen (Fig. 30). Voorbeelden van dergelijke soorten zijn beklierde duizendknoop, spiesmelde, ridderzuring, perzikkruid, akkerdistel, blaartrekkende boterbloem. Ze koloniseren de open en omgewoelde terreinen. De pas aangelegde oevers vormen in deze omstandigheden een gunstig milieu om zich te ontwikkelen, maar deze soorten worden in een later stadium door blijvende planten weggeconcentreerd. Het zijn hoedanook steeds terrestrische soorten die niet stand houden in natte milieus.



Figuur 29. Verspreidingsstrategie (uitgedrukt in %) van de verschillende plantensoorten die langs het traject "Heirbaanbrug/ Lokeren (LO)" gelegen zijn (palen met wiepen zonder plasbermen); inventarisatie 2008



Figuur 30. Verspreidingsstrategie (uitgedrukt in %) van de verschillende plantensoorten die langs het traject "Heirbaanbrug/ Lokeren (LO)" gelegen zijn (palen met wiepen en plasbermen); inventarisatie 2010

Bij de aanleg van nieuwe plasbermen en de herprofilering van de oevers, zal de ontwikkeling van soortenrijke oevergemeenschappen en welke soorten er zich zullen vestigen, onder meer afhankelijk zijn van de abiotische eigenschappen van de oevers (hellingsgraad), de beschikbaarheid van de getransporteerde of aanwezige propagulen in aantal en soortensamenstelling inclusief zaadbank (Boedeltje *et al.* 2003) en van de samenstelling en abundantie van de nabijgelegen populaties (Zobel *et al.* 1998).

In een breder perspectief geeft deze analyse ook het belang aan van een continu riviersysteem voor het behoud van de regionale biodiversiteit, zoals dit nu ook grotendeels voor de Moervaart geldt (evenwel zonder zijlopen). Sluizen en stuwen beletten lange afstandsverspreiding en isoleren individuele riviersegmenten. Zo is de Moervaart immers gescheiden van de benedenloop door de aanwezigheid van een dam in Lokeren en van de Zuidlede door de aanwezigheid van stuwen.

De overige grafieken van de andere trajecten zijn terug te vinden in Bijlage 3.

3.2.4 Diversiteit aan groeivormen

Zoals eerder vermeld vormt de diversiteit aan groeivormen een maatstaf voor het ecologisch functioneren van oeverecosystemen. Deze analyse is gebaseerd op verschillende steekproeven over 100m-trajecten van diverse aaneengesloten en homogene vegetatietypen (zie ecologische karakterisatie) (Tabel 10; Kaart 5 en 6). De punten die tijdens de laatste inventarisatieronden niet werden opgemeten werden in het grijs aangeduid (NT). Bijhorende diagrammen zijn terug te vinden in bijlage 4.

Tabel 10. Evaluatie van het goed ecologisch functioneren ter hoogte van de verschillende proeftrajecten volgens criteria van ecologisch functioneren:

4: zeer goed ecologisch functioneren

3: goed ecologisch functioneren

2: matig ecologisch functioneren

1: ontoereikend ecologisch functioneren

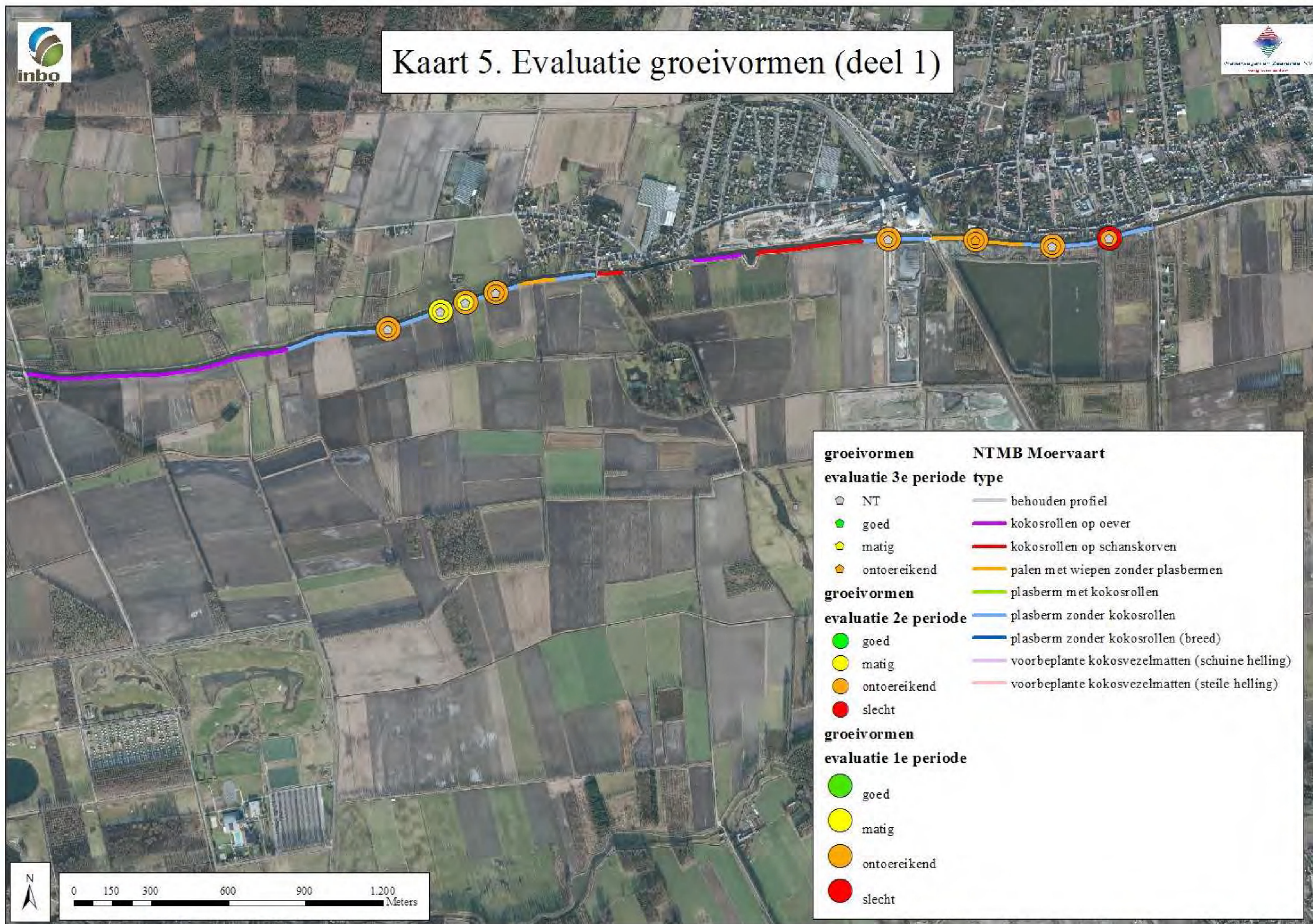
0: slecht ecologisch functioneren

Code	Traject	Veg. Type	Evaluatie		
			2005- 2006	2007- 2008	2010- 2011
Lg1	Dambrug-Suikerfabriek LO (enkele palenrij)	grasland	1	1	1
Pg1	Coudenbormbrug-Kanaal van	grasland	1	1	2
Pg2	Stekene LO (deel 2)	grasland	1	1	2
Pg3		grasland	1	1	2
Pg4		grasland	1	1	1
Pri1		rietvegetatie	1	1	1
Pri2		rietvegetatie	1	1	1
Rm1	Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	moerasveg.	2	3	3
Rn1	RO	Nitrofiele zomen	1	1	1
Rn2		nitrofiele zomen	2	2	2
Rn3		nitrofiele zomen	1	2	2
Rn4		nitrofiele zomen	1	1	1
Rn5		nitrofiele zomen	1	2	2
Rn6		nitrofiele zomen	2	2	2
Rri1		rietvegetatie	1	3	3
Rri2		rietvegetatie	0	1	1
Xm1	Pieter Heydensveer-	moerasvegetatie	2	1	1
Xm2	Daknambrug LO	moerasvegetatie	1	1	1
Xri1		rietvegetatie	1	1	1
Xri2		rietvegetatie	1	1	1
Zm1	Daknambrug-Pieter	moerasvegetatie	1	2	1
Zm2	Heydensveer RO	moerasvegetatie	1	1	1
Zri1		rietvegetatie	1	0	1
Zri2		rietvegetatie	1	1	1

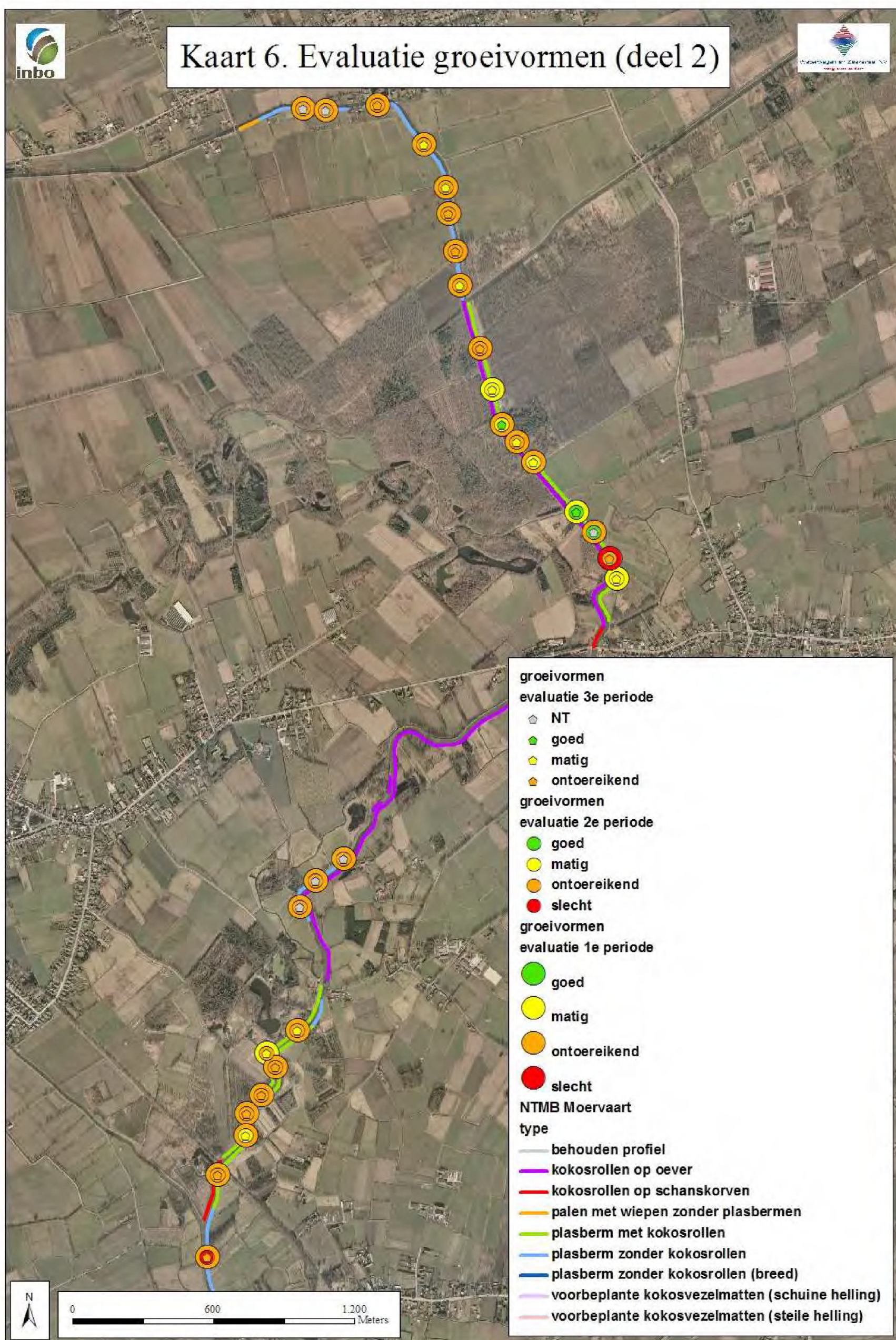
Sinds de inventarisatiefase van 2007/2008 is er globaal gezien geen verbetering opgetreden van het ecologisch functioneren van de plasbermen. De enige uitzondering bevindt zich ter

hoogte van de grazige bermen van het traject Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene (LO), waar zich soorten gevestigd hebben zoals gele lis, echte valeriaan, moerasspirea en hoge cyperzegge. De efficiënte bestrijding van grote waternavel heeft niet geleid tot de vermindering van het aantal groeivormen. Voor sommige trajecten, zoals het traject Daknambrug/spoorwegbrug Suikerfabriek (LO), is het procentueel aandeel van de oever/moerasplanten gedaald door machinale bestrijding. Er moet ook rekening gehouden worden met het feit dat door de overwoekering van grote waternavel, een belangrijke verschuiving op in het spectrum (zie bijlage 4). Indien bij de bestrijding van grote waternavel langs de oevers, aandacht besteed wordt aan de aanwezigheid van oever-, moeras- en waterplanten, door een manueel optreden, kan verondersteld worden dat soorten weer tot ontwikkeling kunnen komen en verder uitbreiden.

Rekening houdende met de karakteristieken van de oevers en oeververdedigingen en de breedte van de plasbermen zal men niet overal kunnen verwachten dat een goed ecologisch functioneren bereikt wordt. Andere NTMB-oevers zoals palen met wiepen zonder plasbermen bezitten onvoldoende gradiënten om een belangrijk deel van de groeivormen te bezitten. Het ontbreken van een geleidelijke overgang van land naar water vormt hierbij een belangrijk knelpunt. Bepaalde groeivormen zoals de Ricciëlden (bv. puntkroos, watervorkje) en Vallisneriden (zoals bv. mannagras, pijlkruid, kleine egelskop) bezitten een bijzonder klein aantal vertegenwoordigers waardoor het niet vanzelfsprekend is om tot het maximaal aantal groeivormen te komen in het bijzonder wanneer er geen populaties van deze soorten in de omgeving aanwezig zijn. De ecologische vereisten van bepaalde vertegenwoordigers uit deze groepen, zoals bv. Drijvende waterweegbree en Drijvende egelskop, bezitten ecologische vereisten die niet verenigbaar zijn met de abiotische kenmerken van de Moervaart, zoals respectievelijk de zuurtegraad van het water en de voedselrijkdom.



Kaart 6. Evaluatie groeivormen (deel 2)



3.2.5 Inventarisatie broedvogels

Aangezien de Moervaart gekarakteriseerd wordt door smalle oevers, behoort het overgrote deel van broedvogels tot de groep van de watervogels of moeras- en rietvogels. Van een grote groep soorten werden broedgevallen waargenomen aan de rand van de oeverzone. Ter vervollediging van de inventarisaties werden ze ook gerapporteerd. Het gaat om soorten zoals grasmus, heggemus, pimpelmees, tjiftjaf, tuinfluiter, vink, zanglijster, zomertortel, zwartkop. In de tabellen worden enkel de soorten opgenomen die effectief langs de oevers broeden (Tabellen 11, 12 en 13). Geen enkele van de waargenomen soorten zijn rodelijstsoorten.

Tabel 11. Inventarisatie van de broedvogels langs bepaalde trajecten van de NTMB-oevers gedurende het broedseizoen 2005, nl. adretcostort, Overledebrug-Kalvebrug, spoorwegbrug Suikerfabriek-zwaaiikom, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer en Pieter Heydensveer-Daknambrug

Soortgroep	Soort	Locatie	Aantal
Watervogels	Meerkoet	Adretcostort, Overledebrug-Kalvebrug, spoorwegbrug-zwaaiikom, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug	14
	Wilde eend	Adretcostort, Overledebrug-Kalvebrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	3
	Waterhoen	Overledebrug-Kalvebrug, spoorwegbrug-zwaaiikom, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug	11
	Fuut	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	2
Moerasvogels	Kleine karekiet	Overledebrug-Kalvebrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug	13
	Bosrietzanger	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	1
Struweelvogels	Heggenmus	Pieter Heydensveer-Daknambrug	1

Tabel 12. Inventarisatie van de broedvogels langs bepaalde trajecten van de Moervaart gedurende het broedseizoen 2006, nl. kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene

Soortgroep	Soort	Locatie	Aantal
Watervogels	Fuut	Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	2
	Meerkoet	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	16
	Tafeleend	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	1
	Waterhoen	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene	16
	Wilde eend	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	3
Moerasvogels	Kleine karekiet	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene	8
	Bosrietzanger	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	5
Struweelvogels	Pimpelmees	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	1
	Winterkoning	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	1
	Merel	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	2
	Grasmus	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	2
	Tjiftjaf	Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	1
	Heggenmus	Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	1
	Zwartkop	Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	1
	Tuinfluit	Kanaal van Stekene-Sinaaibrug	1

Tabel 13. Inventarisatie van de broedvogels langs alle NTMB-trajecten van de Moervaart gedurende het broedseizoen 2010

Soortgroep	Soort	Locatie	Aantal
Watervogels	Fuut	Overledebrug-Kalvebrug, Kalvebrug-Terwestbrug, Coudenbormbrug-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug	8
	Meerkoet	Adretcostort, Overledebrug-Kalvebrug, Kalvebrug-Terwestbrug, Terwestbrug-Dambrug, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug, Heirbaanbrug-Lokeren	42
	Waterhoen	Adretcostort, Overledebrug-Kalvebrug, Terwestbrug-Dambrug, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug	31
	Wilde eend	Kalvebrug-Terwestbrug, Terwestbrug-Dambrug, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug, Heirbaanbrug-Lokeren	34
	Slobeend	Kalvebrug-Terwestbrug	2
	Krakeend	Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug	4
	Bergeend	Pieter Heydensveer-Daknambrug	1
Moerasvogels	Kleine karekiet	Adretcostort, Kalvebrug-Terwestbrug, Terwestbrug-Dambrug, Coudenbormbrug-Kanaal van Stekene, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug, Daknambrug-Heirbaanbrug	28
	Bosrietzanger	Adretcostort, Kanaal van Stekene-Sinaaibrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug	9
	Blauwborst	Adretcostort, Pieter Heydensveer-Daknambrug	2

Soortgroep	Soort	Locatie	Aantal
Struweelvogels	Winterkoning	Adretcostort, Kalvebrug-Terwestbrug, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug	8
	Merel	Adretcostort	2
	Grasmus	Adretcostort	1
	Tijftjaf	Adretcostort, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer, Pieter Heydensveer-Daknambrug	5
	Zwartkop	Adretcostort, Sinaaibrug-Pieter Heydensveer	2

Watervogels zijn direct afhankelijk van het water. Ze broeden aan de waterkant, in de oevervegetatie van rivieren, beken of kleinere waterlopen en vijvers. Langs de Moervaart treffen we vooral meerkoet, waterhoen en wilde eend. Ze hebben zich aangepast aan de structuur van de smalle oevers en maken handig gebruik van kunstmatige hulpmiddelen om hun nest te bouwen. Zo werden er nesten aangetroffen op rattenvallen en op de palen van de wiepenconstructies (Foto 28). Fuut komt in kleinere aantallen voor (Foto 29).



Foto 28. Nest van Meerkoet op een constructie van wiepen en palen



Foto 29. Koppel futen met jongen

De fuut broedt zowel in rietkragen als in overhangende takken van bomen of struwelen (Foto 30). De soort is sterk toegenomen in Vlaanderen, vooral als gevolg van de verbeterde waterkwaliteit waardoor terug meer vis in de waterlopen voorkomt (Vermeersch *et al.* 2004).



Foto 30. Nest van een fuut in een rietkraag

In 2006 werd een broedgeval waargenomen van tafeleend met pulli, vermoedelijk afkomstig van het aanpalend natuurreservaat "de Moervaartmeersen". De soort broedt meestal in de buurt van relatief ondiepe en voedselrijke zoetwaterplassen, bij voorkeur met een rijke waterplantenvegetatie. Elders in de Moervaartvallei werden er in de periode 2000-2002 broedgevallen waargenomen op de terreinen van de suikerfabriek in Moerbeke (15 broedparen). Recenter werden broedgevallen waargenomen van slobend, krakeend en bergeend. De vochtige graslanden die doorsneden worden door talrijke sloten met een rijke oeverbegroeiing, zoals er nog aanwezig zijn in het valleigebied van de Moervaart vormen een mogelijk broedbiotoop voor deze vogels (Vermeersch *et al.* 2004).

Een andere categorie broedvogels zijn de moerasvogels die langsheen de Moervaart het meest vertegenwoordigd wordt door de kleine karekiet, in het bijzonder op het traject Pieter Heydensveer-Daknambrug.

Dit is een typische soort van allerlei rietmoerassen, zowel zoet als brak, langs rivieren en artificiële waterlopen, op voorwaarde dat er stevig overjarig riet aanwezig is. Hierbij kunnen de territoria ook klein zijn. Er is een sterk verband tussen de soort en haar biotoop. De koekoek is een nestparasiet voor de kleine karekiet, die de eieren uitbroedt en de jongen van de koekoek grootbrengt. Ter hoogte van het Adretcostort en ten noorden van de Moervaartmeersen op het traject Sinaaibrug/Pieter Heydensveer werd deze broedvogel waargenomen.

Minder talrijk is de bosrietzanger die allerlei vegetaties op licht vochtige bodem met opgaande kruiden zoals wilgenroosjes, brandnetels en schermbloemigen verkiest. Enige struikopslag is belangrijk als zangpost.

Niet onbelangrijk is de waarneming van twee zangposten van blauwborst stroomopwaarts de Zuidlede (Adretcostort) en ter hoogte van de rietgordels tussen het Pieter Heydensveer en de Daknambrug. Ondanks dat dit een Bijlage I-soort is van de Europese Richtlijn, is het aantal broedgevallen in Vlaanderen sinds de jaren 70 vervijfvoudigd. Dit heeft hoogst waarschijnlijk te maken met de verruiging van de moerasgebieden. Om in de toekomst een variatie in moerassoorten te kunnen behouden, is een evenwicht en een weldoordacht beheer van de moerasgebieden noodzakelijk. Er dient ook gestreefd te worden naar de instandhouding van de populaties in zones zonder beschermingsstatuut (Vermeersch *et al.* 2004)

Buiten de waarneming van een significant aandeel wilde eend en een lichte verschuiving van struweelsoorten (enkele zangposten), zijn de aantallen en soorten in overeenstemming met de waarnemingen van vorige jaren.

De waarnemingen van de broedvogels langs de Moervaart over de periode 2005-2010, vertonen geen noemenswaardige evolutie. Er is een lichte stijging van het aantal meerkoeten en kleine karekieten. Momenteel ontbreken soorten als rietgors of dodaars als broedvogels langs de Moervaart, soorten die echter wel in het aangrenzend valleigebied broeden. Rietgors broedt vooral in moerasgebieden met overjaars riet of andere opgaande oevervegetaties, vaak ook met opslag van struiken. Dodaars komt voor in allerlei biotooptypes met een duidelijke voorkeur voor rijkbegroeide stilstaande tot zwakstromende oppervlaktewaters. De potenties van de Moervaart worden ook aangegeven door aangelanden die broedgevallen meldden van de dodaars op de Moervaart enkele decennia terug. Door de ontwikkeling van (riet)vegetaties langsheen de NTMB-oever, zou men kunnen verwachten dat de huidige soortendiversiteit en biologische waarde in de toekomst toeneemt. Om deze trend te bevestigen is er nood aan een toekomstgerichte opvolging.

3.3 Evolutie van vegetatie op kokosrollen

Voor ieder traject werd de bedekkingspercentage van de planten op de kokosrol ingeschat.

Binnen hetzelfde type zijn er locaties waar ze zich handhaven en locaties waar ze beschadigd zijn (Tabellen 14 en 15). De oorzaken voor het falen van de aanleg op sommige plaatsen heeft onder andere te maken met de stabiliteit van de constructie. Op sommige plaatsen zijn de kokosrollen gekanteld of zijn ze van tussen de palen weggespoeld zoals op de trajecten Spletterenbrug-Zuidlede (LO) en Kalvebrug/Overledebrug (LO).

Er kon momenteel niet aangetoond worden dat de ouderdom een rol speelt bij de instandhouding van het oevertype. De meest succesvolle plaatsing dateert immers van 2002. Sommige recentere constructies daarentegen zijn reeds gedegradeerd. Verdere monitoring brengt geen kentering in deze conclusies. Enkel het traject Kalvebrug/Overledebrug (LO), heeft na de derde monitoringsfase een vermindering van de begroeide oppervlakte en er zijn minder oeverspecifieke soorten aanwezig.

De meest recent aangelegde NTMB-oever met kokosrollen, breuksteen en schanskorven (2005), gelegen op de trajecten Terwestbrug/Kalvebrug (LO) en Zwaai kom suikerfabriek/Terwestbrug, zijn het minst succesvol met een bedekkingsgraad van respectievelijk 49 en 28 % (Foto 31).

Andere trajecten hebben geen noemenswaardige veranderingen ondergaan. Het gaat om de trajecten Adretcostort (LO), Spoorbrug/Zwaai kom suikerfabriek (LO), Sinaai brug/ Pieter Heydensveer (RO), Sinaai brug/ Pieter Heydensveer (LO) – deel1, Sinaai brug/ Pieter Heydensveer (LO) – deel 2 en Sinaai brug/ Kanaal van Stekene (LO). Met uitzondering van het traject Sinaai brug/ Kanaal van Stekene, worden alle trajecten gekenmerkt door een lichte toename van het aandeel typische soorten.

De trajecten die ongunstig evolueren zijn Zwaai kom suikerfabriek/ Terwestbrug (LO), Spoorbrug/ Zwaai kom suikerfabriek (LO) en Spletterenbrug/ Zuidlede (LO). Beiden hadden reeds bij de start van de inventarisaties een lage bedekkingsgraad.

Voor de trajecten stroomopwaarts en -afwaarts de Heirbaanbrug werden de aanwezige oeversoorten (ongeveer 1/3 van de aanwezige vegetatie) vervangen door voorbeplante kokosrollen. Voor twee trajecten, had de vegetatie een hoge bedekkingsgraad van typische oeversoorten na de eerste inventarisatie (trajecten Heirbaanbrug/ Daknambrug (deel 2) en Heirbaanbrug/ Lokeren (deel 1). Na de tweede inventarisatieronde, bleken de vegetaties van alle trajecten stroomopwaarts en -afwaarts van de Heirbaanbrug voor meer dan 90% uit typische oeversoorten te bestaan.

Foto 31. Kokosrollen met trajecten zonder begroeiing



Tabel 14. Overzicht van de NTMB-oeveren met kokosrollen op schanskorven en oeveren met kokosrollen, breuksteen en schanskorven

Traject	Type	Realisatie (jaar)
Adretcostort	Kokosrollen, breuksteen en schanskorven	2001
Kalvebrug/Overledebrug (LO)	Kokosrollen op schanskorven	2001
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorven	2005
Zwaaikom suikerfabriek/Terwestbrug a	Kokosrollen, breuksteen en schanskorven	2005
Zwaaikom suikerfabriek/Terwestbrug b	Kokosrollen op schanskorven	2005
Spoorbrug/Zwaaikom suikerfabriek (LO)	Kokosrollen op schanskorven	2005
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (RO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorven	2000
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (LO) – deel 1	Kokosrollen op schanskorven	2002
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (LO) – deel 2	Kokosrollen op schanskorven	2002
Sinaaibrug/kanaal van Stekene (LO)	Kokosrollen, breuksteen en schanskorven	2004
Spletterenbrug/Zuidlede (LO)	Kokosrollen op schanskorven	2002
Heirbaanbrug/Daknambrug (RO) – deel1	Voorbeplante kokosvezelmatten (8/4)	2007
Heirbaanbrug/Daknambrug (RO) – deel 2	Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4)	2007
Heirbaanbrug/Lokeren (LO) – deel 1	Voorbeplante kokosvezelmatten (8/4 en 4/4)	2007
Heirbaanbrug/Lokeren (LO) – deel 2	Voorbeplante kokosvezelmatten (8/4)	2007

Tabel 15. Overzicht van de bedekkingsgraad van de kokosrollen en het aandeel van typische soorten over het hele traject berekend

Traject	Bedekking (%) 2005-2006	Bedekking (%) 2007-2008	Bedekking (%) 2010-2011	Aandeel typische soorten 2005-2006 (%)	Aandeel typische soorten 2007-2008 (%)	Aandeel typische soorten 2010-2011 (%)
Adretcostort	91	88	100	66	87	84
Kalvebrug/Overledebrug (LO)	30	44	37	26	43	37
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)	49	57	64	41	49	62
Zwaaikom suikerfabriek/Terwestbrug a	28	37	47	25	37	46
Zwaaikom suikerfabriek/Terwestbrug b	18	13	11	18	13	11
Spoorbrug/Zwaaikom suikerfabriek (LO)	81	81	62	71	76	62
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (RO)	100	99	99	94	97	98
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (LO) – deel 1	100	100	100	97	99	100
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (LO) – deel 2	100	100	100	94	100	100
Sinaaibrug/kanaal van Stekene (LO)	92	95	99	85	69	99
Spletterenbrug/Zuidlede (LO)	61	42	35	46	40	35
Heirbaanbrug/Daknambrug (RO) – deel 1	100	100	100	30	35	93
Heirbaanbrug/Daknambrug (RO) – deel 2	100	100	100	29	86	96

Traject	Bedekking (%) 2005-2006	Bedekking (%) 2007-2008	Bedekking (%) 2010-2011	Aandeel typische soorten 2005-2006 (%)	Aandeel typische soorten 2007-2008 (%)	Aandeel typische soorten 2010-2011 (%)
Heirbaanbrug/Lokeren (LO) – deel 1	100	100	100	32	84	99
Heirbaanbrug/Lokeren (LO) – deel 2	100	100	100	38	59	97

De trajecten stroomopwaarts en -afwaarts de Heirbaanbrug werden pas aangelegd in 2007. Het aandeel typische soorten in de periode 2005-2006 werd berekend op basis van de inventarisatie van de oevers vóór de aanleg van de NTMB-oevers.

3.4 Opvolging van aandachtsoorten

Voor de inventarisatie van soorten zoals Grote waternavel en Japanse duizendknoop refereer ik naar een advies opgesteld om het verloop van de populaties Grote waternavel en Japanse duizendknoop te evalueren (Vermeersch & Decler 2007).

3.4.1 Grote waternavel

Op alle trajecten waar Grote waternavel eerder werd geïnventariseerd, neemt het aandeel van de soort af, soms zelfs op zeer drastische wijze (bv. de trajecten Dambrug/Suikerfabriek LO - enkele palenrij, Dambrug/Suikerfabriek LO, Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene (LO), Kanaal van Stekene/ Sinaaibrug (RO) (Tabel 16). Uit deze cijfers blijkt duidelijk dat de aanpak voor de bestrijding van grote waternavel uitgevoerd door W&Z, zijn vruchten afwerpt.

De bestrijding heeft plaats van mei tot november. De gebruikte procedure is afhankelijk van de locatie. Telkens wordt door de leidende ambtenaar bepaald als de werken manueel of machinaal uitgevoerd worden. De mechanische bestrijding gebeurt vanuit een ponton op het water, eventueel met kraan. Kleine hoeveelheden materiaal moeten manueel verwijderd worden door gebruik te maken van een hark. Alle plantenmateriaal wordt steeds onmiddellijk afgevoerd (W&Z 2011).

Tabel 16. Evolutie van het voorkomen van Grote waternavel langs de NTMB-oever van de Moervaart. Op de locaties waar geen constructie gespecificeerd is, gaat het om palen en wiepen

Locatie	Aantal transecten periode 2005/2006	%	Aantal transecten periode 2007/2008	%	Aantal transecten periode 2010/2011	%
Zuidlede/ Overledebrug (LO) - kokosrollen, breuksteen en schanskorven	0	0	0	0	0	0
Overledebrug/ Kalvebrug (LO) - kokosrollen bevestigd op schanskorven	0	0	0	0	0	0
Terwestbrug/Kalvebrug (LO) - enkele palenrij	0	0	2	2	2	2
Terwestbrug/ Kalvebrug (LO) - kokosrollen bevestigd op schanskorven	0	0	0	0	0	0
Terwestbrug/ Suikerfabriek (LO) - palen met wiepen zonder plasbermen	0	0	0	0	0	0
Dambrug/Suikerfabriek (LO) - enkele palenrij	0	0	238	83	2	1

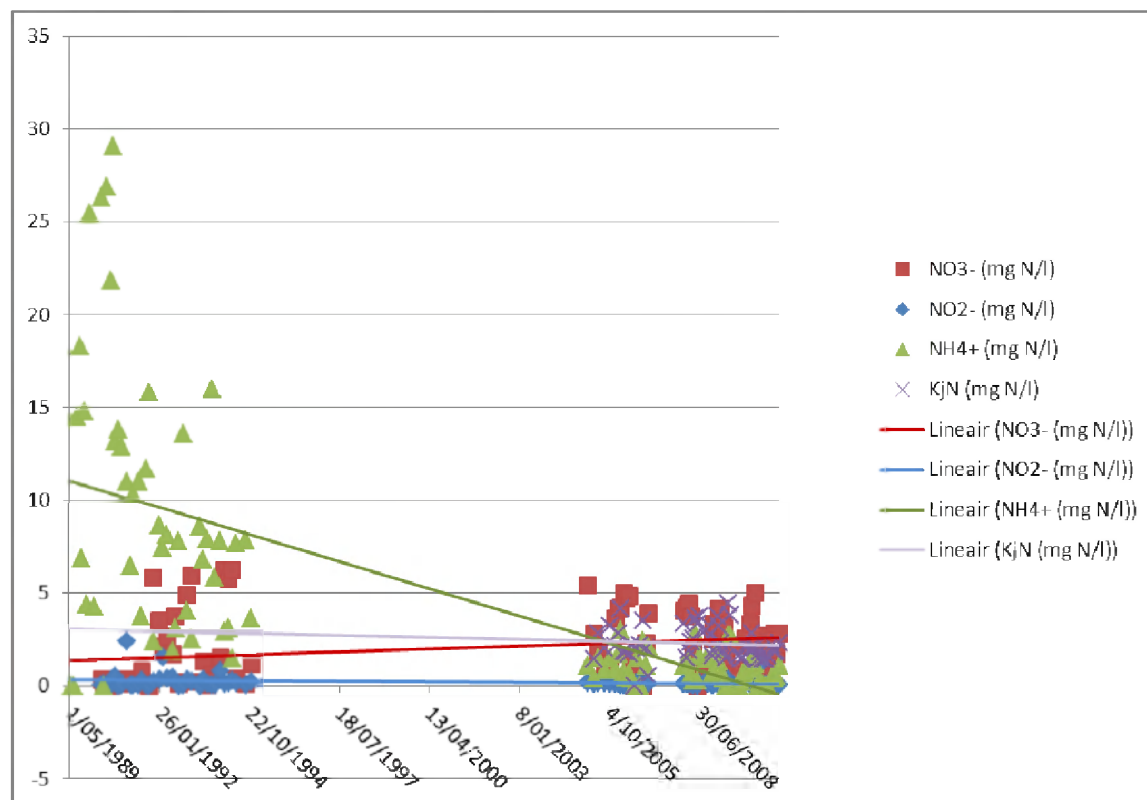
Locatie	Aantal transecten periode 2005/2006	%	Aantal transecten periode 2007/2008	%	Aantal transecten periode 2010/2011	%
Coudenbormbrug/Kanaal van Stekene (LO) - deel 2	0	0	277	27	44	4
Kanaal van Stekene/Sinaaibrug (RO)	23	2	178	12	75	5
Kanaal van Stekene/ Sinaaibrug (LO) - kokosrollen, breuksteen en schanskorven	0	0	0	0	0	0
Pieter Heydensveer/ Daknambrug (LO) - kokosrollen bevestigd op schanskorven	0	0	0	0	0	0
Pieter Heydensveer/Daknambrug (LO)	0	0	9	1	0	0
Pieter Heydensveer/Daknambrug (RO)	0	0	2	0	2	0
Sinaaibrug/Kanaal van Stekene (LO) - kokosrollen	0	0	27	2	0	0
Stroomopwaarts Heirbaanbrug (RO)	0	0	0	0	0	0
Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)- kokosvezelmatten (4/4)	0	0	0	0	0	0
Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)- kokosvezelmatten (8/4)	0	0	0	0	0	0
Heirbaanbrug/Lokeren (LO)	0	0	0	0	0	0
Heirbaanbrug/Lokeren (LO) - kokosvezelmatten (4/4) en (4/8)	0	0	0	0	0	0

Wat betreft een verklaring voor de verspreiding van invasieve exoten, kunnen reeds een aantal hypothesen vooropgesteld worden die al dan niet in de loop van het onderzoek zullen kunnen bevestigd worden. Lange termijn monitoringsstudies hebben immers aangetoond dat veranderingen in de beschikbaarheid van nutriënten een sleutelrol speelt bij het onder controle houden van invasieve soorten (Davis *et al.* 2000). Indien de voedselrijkdom van het systeem wijzigt, zoals bv. het verbeteren van de waterkwaliteit, zal empirisch en op lange termijn kunnen vastgesteld worden dat ook dit een invloed heeft op de verspreiding en ontwikkeling van grote waternavor. Hiertoe zal op jaarlijkse basis de evolutie van de waterkwaliteit voor de Moervaart opgevraagd worden bij VMM en zullen deze resultaten gerelateerd worden tot de ontwikkeling van de populaties grote waternavor.

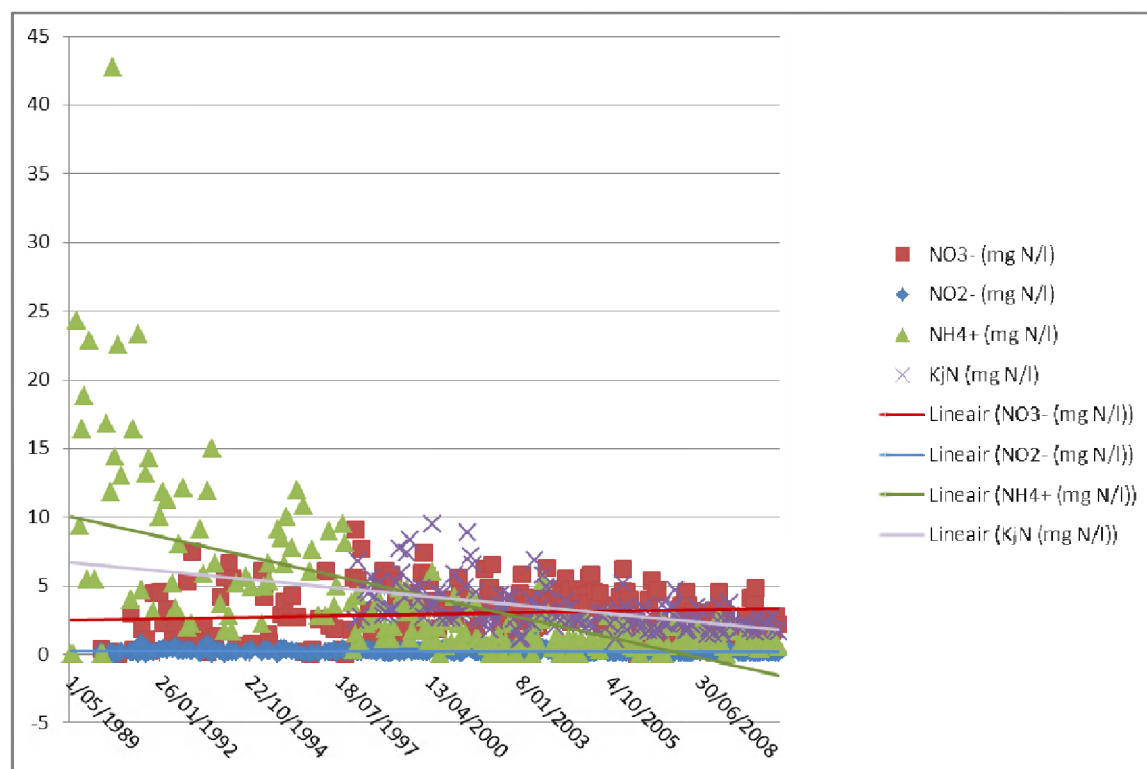
Vijf meetpunten worden op de Moervaart bemonsterd: de Moervaartkaai tussen de bedrijven Cargill en Dynea, een de Spanjeveerbrug, aan de Overledebrug (Fig. 31, 33, 35, 37), aan de Coudenbormbrug (Fig. 32, 34, 36, 38), in Lokeren ter hoogte van de Sportlaan.

Er gebeurde een opvolging van nutriënten (stikstof-, en fosforcomponenten), O₂-gerelateerde analyses, zwevende stof, pH en conductiviteit (EC 20). Vanaf het begin van de opvolging van de NTMB-oeveren in 2005, kan men concluderen dat de waterkwaliteit bepaald aan de hand van deze variabelen, verbetert. Er treedt een vermindering van de voor de soort beschikbare nitraten en fosfaten, de opgeloste zuurstof neem toe en de concentratie aan zwevende stoffen neemt af. Ter

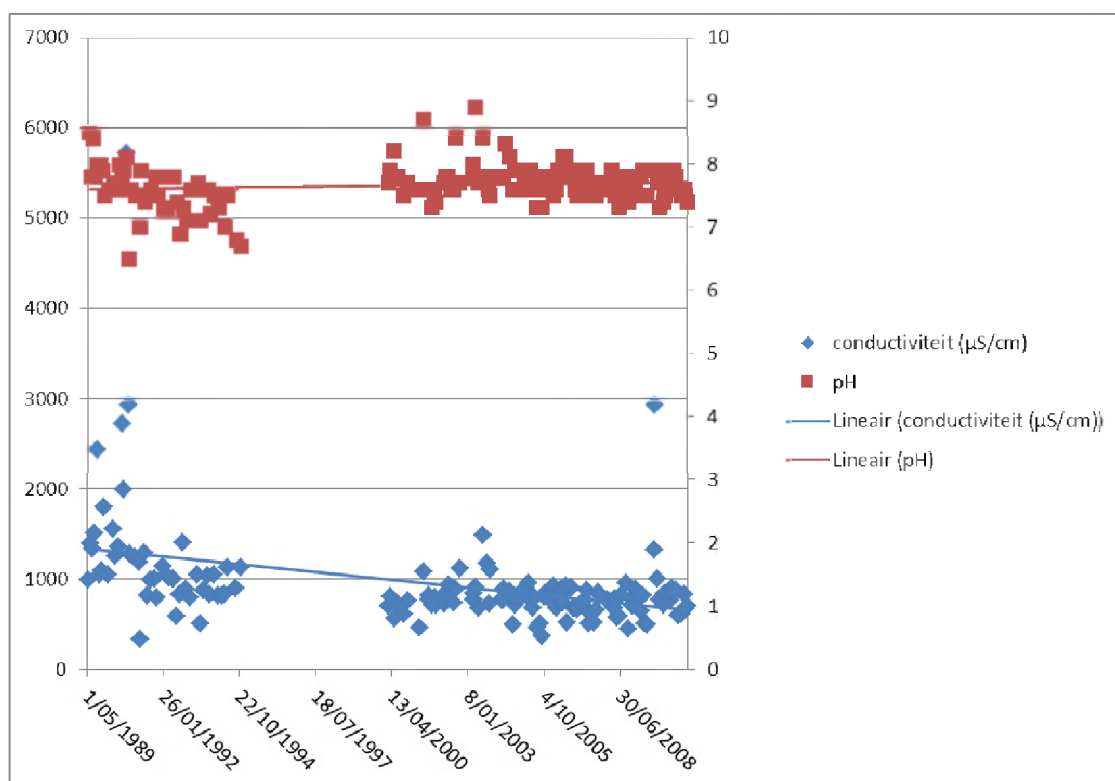
illustratie worden de grafieken voor een aantal locaties ter hoogte van de NTMB-oeveren weergegeven, tussen 1989 en 2012.



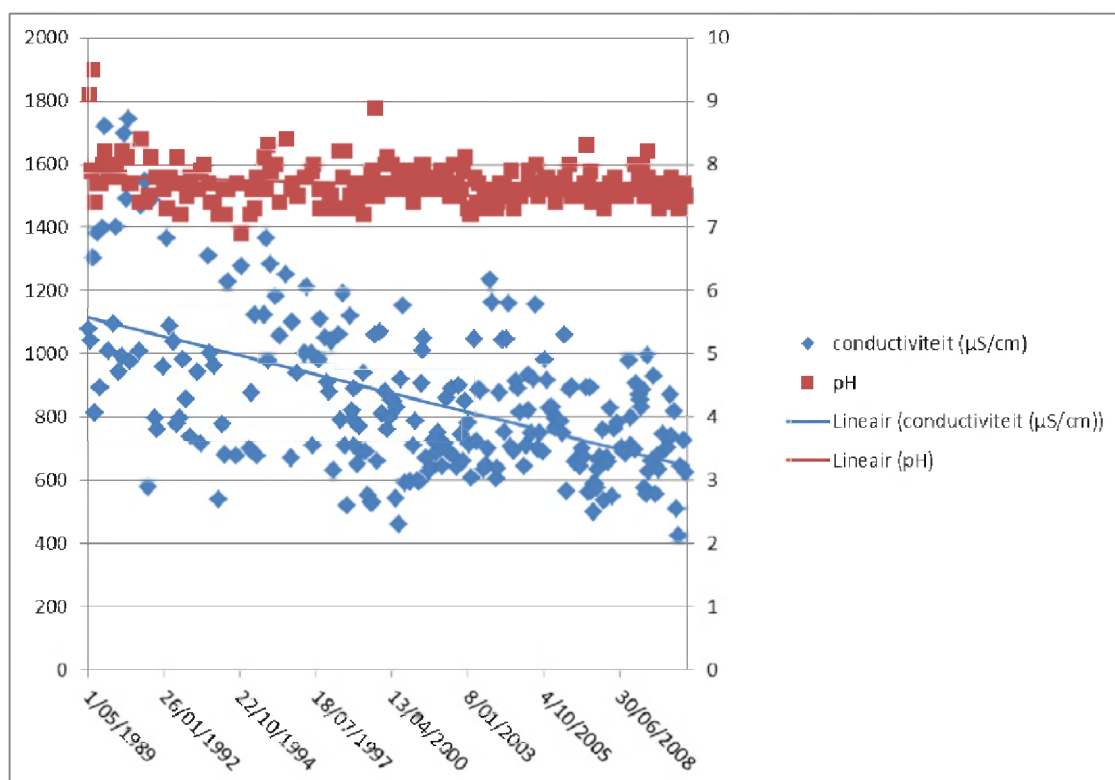
Figuur 31. Concentraties van nutriënten (N) ter hoogte van de Overledebrug



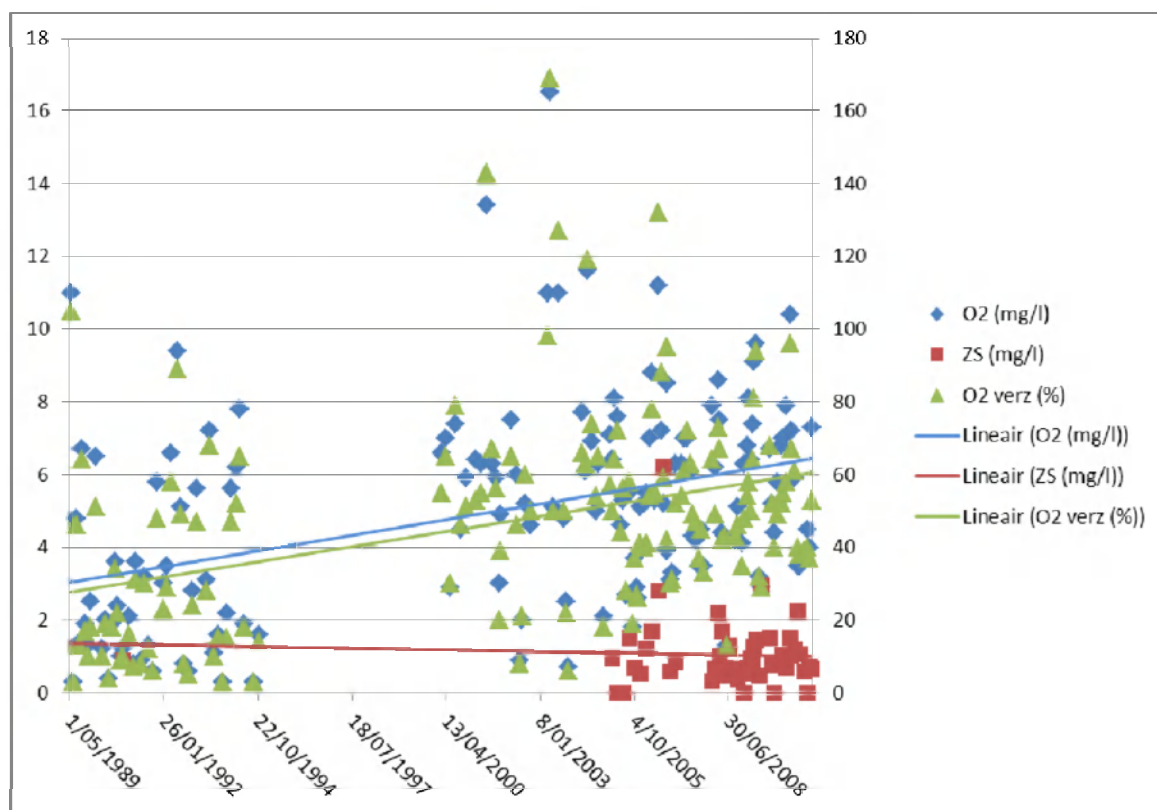
Figuur 32. Concentraties van nutriënten (N) ter hoogte van de Coudenbormbrug



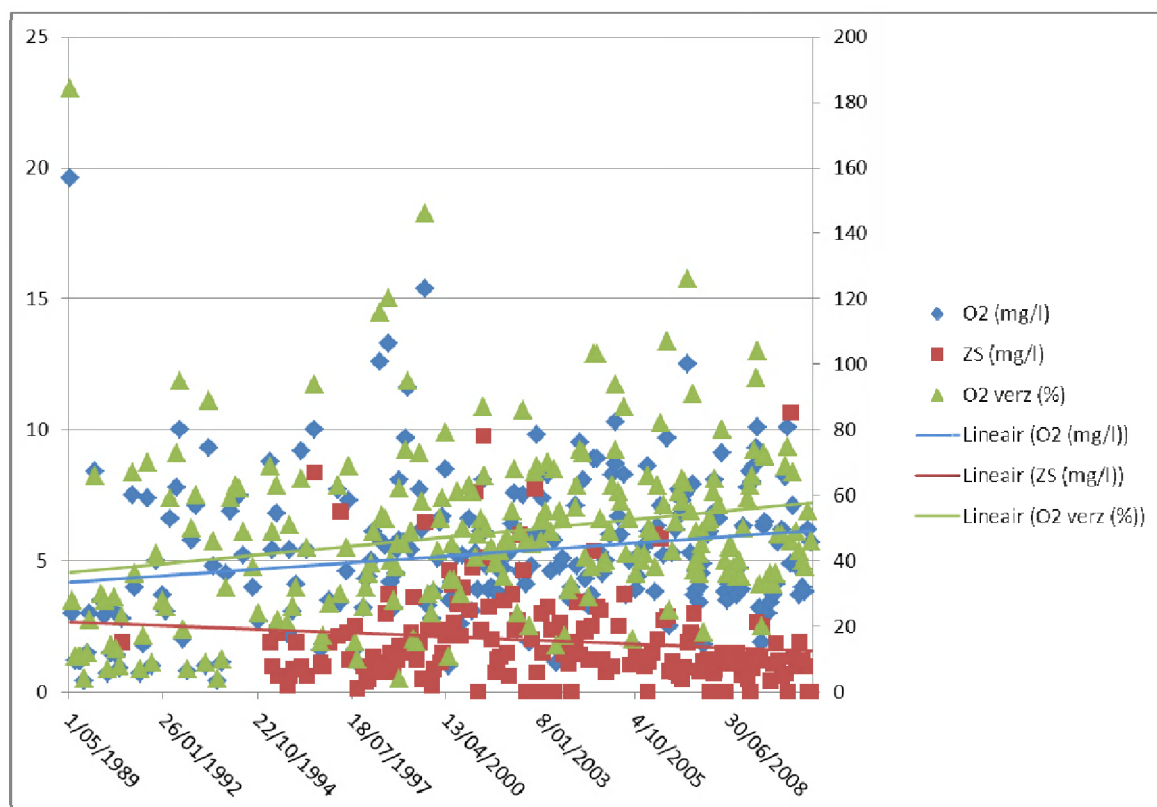
Figuur 33. Conductiviteit en pH ter hoogte van de Overledebrug



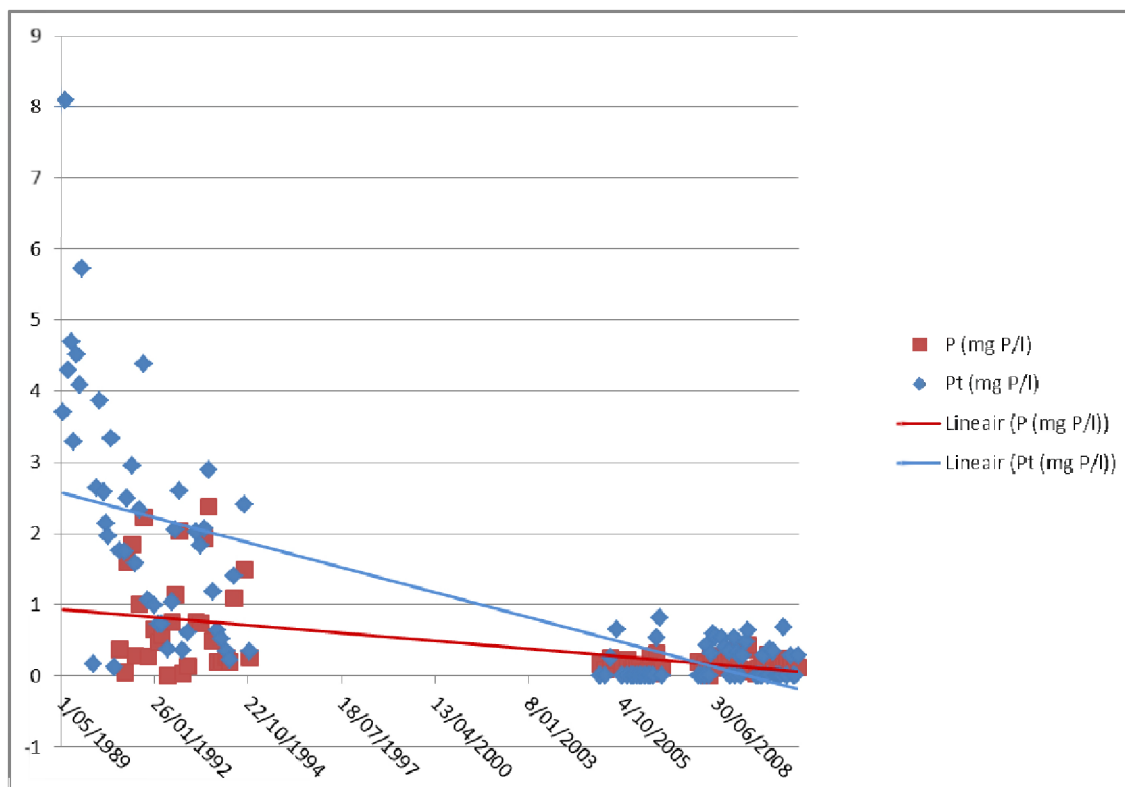
Figuur 34. Conductiviteit en pH ter hoogte van de Coudenbormbrug



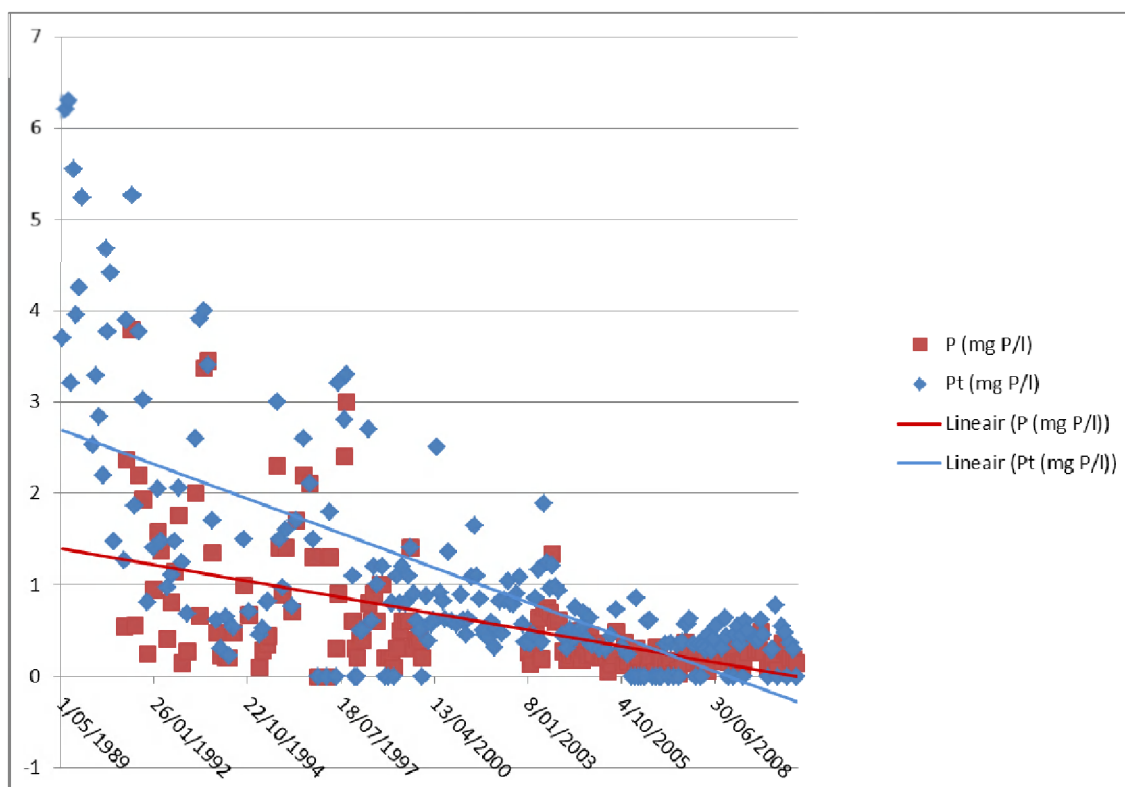
Figuur 35. Concentratie zwevende stof en zuurstof ter hoogte van de Overledebrug



Figuur 36. Concentratie zwevende stof en zuurstof ter hoogte van de Coudenbormbrug

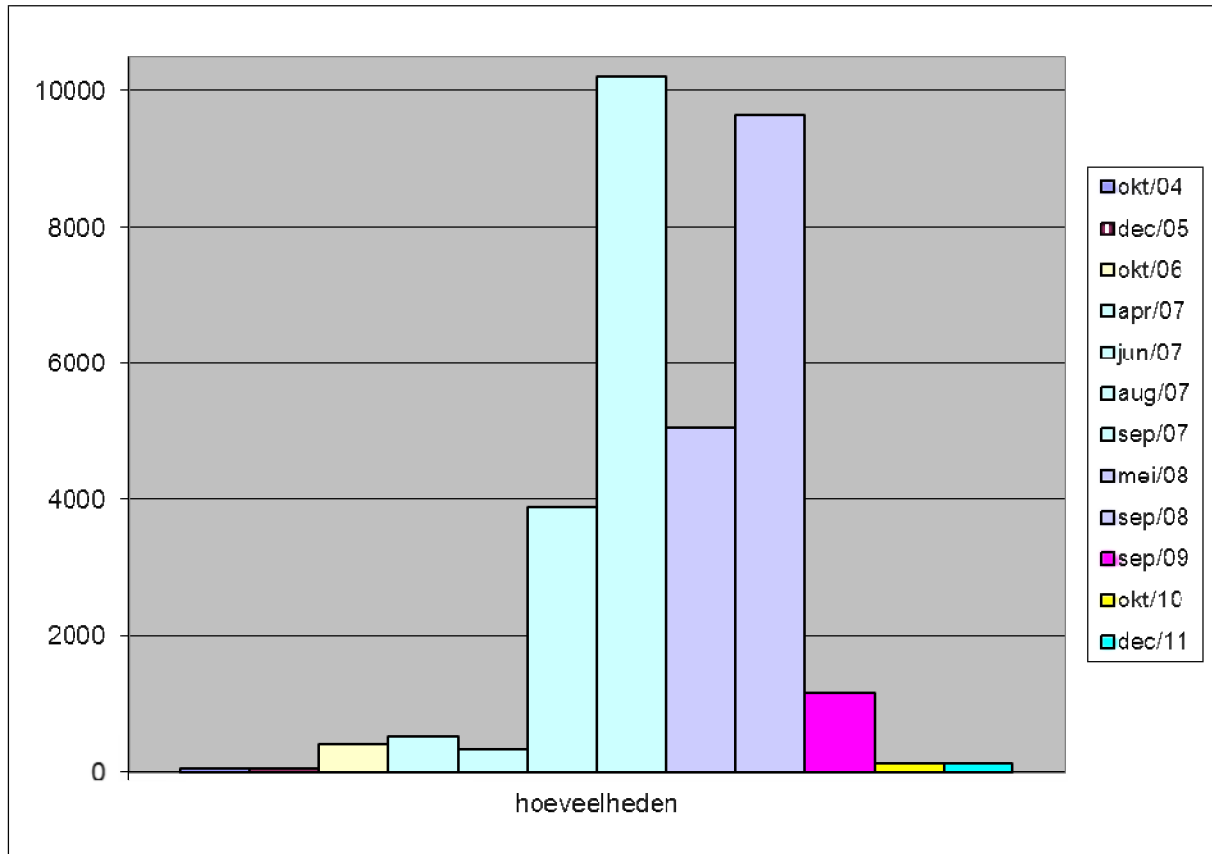


Figuur 37. Concentratie nutriënten (P) ter hoogte van de Overledebrug

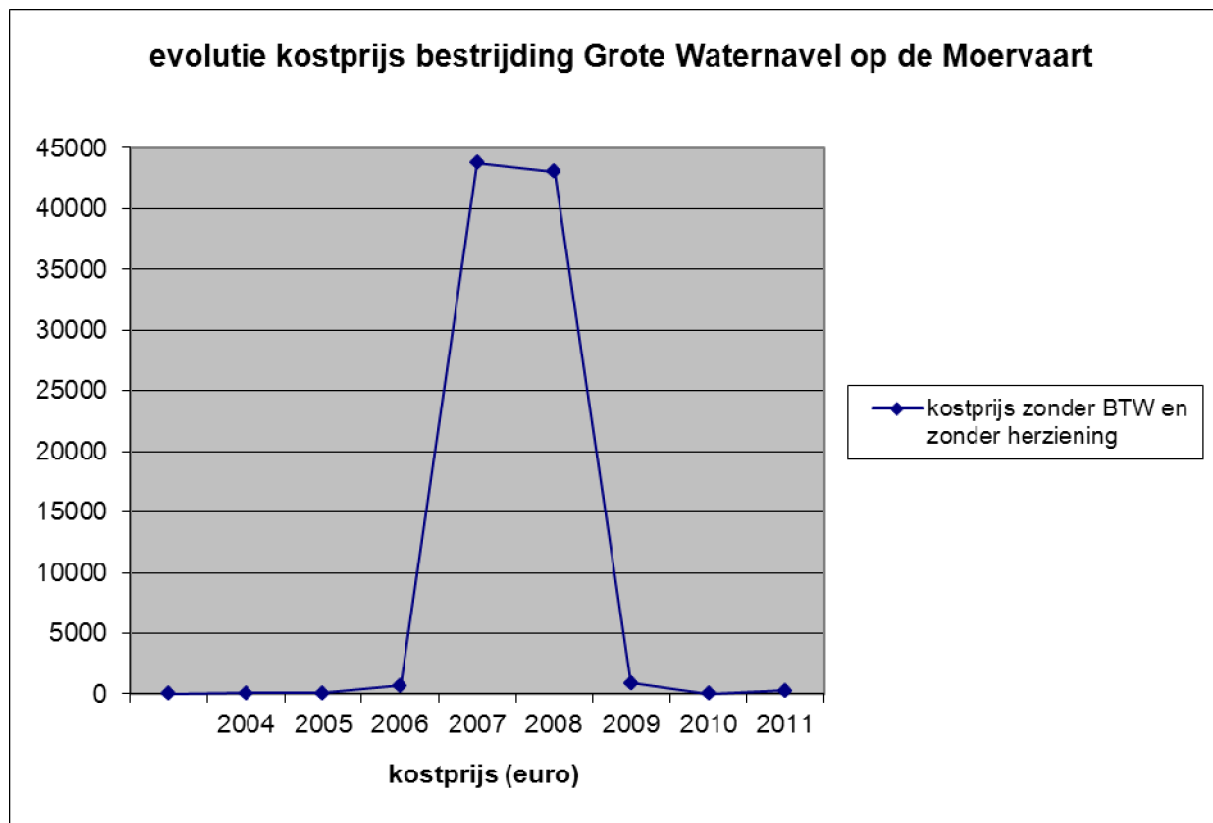


Figuur 38. Concentratie nutriënten (P) ter hoogte van de Coudenbormbrug

De verbetering van de waterkwaliteit is momenteel niet te relateren tot de ontwikkeling van de populaties van Grote waternavel in de Moervaart. Het beheer daarentegen speelt een cruciale rol bij het beperkt houden van de populaties. De resultaten van de inventarisaties worden bevestigd door de oppervlakte (m²) van grote waternavel die uit de Moervaart verwijderd werd (Fig. 39) en de kostprijs voor het beheer (Fig. 40; mond. Med. N. Devaere, W&Z). Verder onderzoek zal uitmaken of het verder terugdringen van de nutriëntenrijkdom een definitieve terugval in de populaties kan betekenen (Riemens 2011).



Figuur 39. Oppervlakte (m²) van grote waternavel dat uit de Moervaart verwijderd werd tussen oktober 2004 en december 2011 (mond. Med. N. Devaere, W&Z)



Figuur 40. Evolutie van de kostprijs voor de bestrijding van grote waternavel op de Moervaart tussen 2004 en 2011 (mond.med. N. Devaere, W&Z)

Aanvankelijk was de aanpak voor het verwijderen van grote waternavel problematisch. De grote vlottende "matten" werden machinaal uit het water gehaald en op de oever gedeponeerd. Deze pakketten begonnen te verslijmen en te kleven op de oevers, wat een onmiddellijke aanrijking van nutriënten op de oever veroorzaakte (Foto 32 en 33). Andere soorten verdwenen rechtstreeks door het ruimtebeslag van de pakketten en onrechtstreeks door de toename van nutriënten.



Foto 32. Het deponeren van waternavelpakketten op de oever leidt tot een aanrijking met nutriënten (toestand 2007)



Foto 33. De oeverplanten verdwijnen door ruimtebeslag en de resulterende nutriëntenaanrijking (toestand 2007)

3.4.2 Japanse duizendknoop

De populatie Japanse duizendknoop blijft redelijk stabiel. Het beheer van dergelijke populaties zal pas na een langere termijn geëvalueerd kunnen worden (Tabel 17). Een verdere opvolging is zeker aangewezen voor het traject Terwestbrug/ Kalvebrug. Een belangrijk deel van het traject werd bij de laatste inventarisatieronde niet opgemeten. De NTMB-oever ter hoogte van de enkele palenrijen vertonen een lichte toename van de populatie.

Tabel 17. Evolutie van het voorkomen van Japanse duizendknoop langs de NTMB-oever van de Moervaart. Op de locaties waar geen constructie gespecificeerd is, gaat het om palen en wiepen

Locatie				Aantal transec- ten periode 2005/ 2006	%	Aantal transec- ten periode 2007/ 2008	%	Aantal transec- ten periode 2007/ 2008	%
Coudenbormbrug/Kanaal dubbele palenrij deel 1	van	Stekene	-	2	1	1	0	0	0
Coudenbormbrug/Kanaal dubbele palenrij deel 2	van	Stekene	-	3	0	7	1	45	5
Heirbaanbrug/Daknambrug RO				1	0	0	0	0	0
Heirbaanbrug/Lokeren LO kokosrollen – deel 1				11	2	8	2	8	2
Terwestbrug/Kalvebrug LO kokosrollen				22	2	67	6	0	0
Terwestbrug/Kalvebrug LO deel 3				200	22	231	26	NG	NG
Terwestbrug/Kalvebrug LO – enkele palenrij				44	47	48	51	53	56

3.4.3 Sleutelfactoren

Exoten worden wereldwijd als een belangrijk gevaar beschouwd voor de biodiversiteit (Gaston 2000; Scala *et al.* 2000). Het is bovendien onduidelijk wat een gemeenschap gevoelig maakt voor invasie (Williamson 1996; Myers & Bazely 2003). Vast staat dat invasieve exoten het vermogen bezitten om gemeenschappen te domineren door snellere groei of ontwikkeling van propagulen na een verstoringsfase (Mc Dougall *et al.* 2006). Hieruit blijkt dat er geen eenvoudige strategie bestaat om exoten te kunnen controleren in een systeem.

Verschillende plantenkenmerken zoals morfologische karakteristieken, ontwikkelingspatronen en fysiologische processen variëren in de loop van de tijd als respons op omgevingsvariabelen (Pigliucci 1996). De veranderingen van de verschillende plantenkenmerken in functie van de omgevingsvariabelen kan gedefinieerd worden als de plasticiteit van een kenmerk (Schlichting 1986). Men veronderstelt dat een grotere plasticiteit van planteneigenschappen leidt tot het succes van een soort in een nieuwe omgeving (Williams *et al.* 1995) en een betere weerstand tegen storingsfactoren (Callaway *et al.* 2003). Een grotere plasticiteit laat dus invasieve soorten toe om zich aan te passen aan omgevingsstress en heterogene milieus en nieuwe habitats te koloniseren (Parker *et al.* 2003).

De nutriëntbeschikbaarheid beïnvloedt verschillende processen, zoals bv. competitie, die een rol spelen bij de uitbreiding van exoten (Keddy *et al.* 1998). Een toename van de relatieve intensiteit van competitie werd waargenomen bij de toename van het nutriëntgehalte (Fogarty & Facelli 1999; Keddy *et al.* 2000).

Plasticiteit in groeirespons in relatie tot nutriëntbeschikbaarheid vormt een complex proces waarbij een verband gevonden kan worden tussen plantenkenmerken, plant-plant interacties en plant-omgeving interacties (Callaway *et al.* 2003).

Onderzoek naar invasieve soorten heeft bovendien slechts kans op slagen wanneer het onderzoek zowel ruimtelijk als structureel uitgebreid wordt naar onderzoek van invasiepatronen op gemeenschapsniveau langs brede omgevingsgradiënten (Kolb *et al.* 2002).

Deze aanpak reikt verder dan de studie met betrekking tot het opvolgen van de NTMB-oever langs de Moervaart.

4 Adviezen met betrekking tot inrichting en beheer

Om een optimale inrichting en ontwikkeling van plasbermen langs de Moervaart te garanderen, kunnen volgende aanbevelingen worden gegeven :

4.1 Inrichtingsmaatregelen

- Niettegenstaande natuurlijke oevers de voorkeur genieten, kan waar nodig natuurtechnische milieubouw aangewend worden om de oever aan zijn verschillende functies te laten voldoen (CUR 1999a);
- De oeverzones die beschermd worden tegen bodemcompactie, vertrapping en vraat door vee, zijn minder onderhevig aan degradatie. Dit kan worden gerealiseerd door de afrastering op enige meters landinwaarts te plaatsen. Hierdoor ontwikkelt zich een geleidelijke overgang in de oeverbegroeiing (de Kwaadsteniet 1990). De problematiek is het meest acuut tussen het Pieter Heydensveer en de Spletterenbrug (RO) en stroomafwaarts de Heirbaanbrug (RO);
- Indien in de oeverzones aanplantingen gebeuren is het aanbevolen om streekeigen materiaal te gebruiken. Deze zijn nl. het best aangepast aan de lokale situatie en bovendien worden de erfelijke eigenschappen van de nog aanwezige soorten in de omgeving het minste verstoord. Als telkens plantmateriaal van elders wordt gebruikt, ontstaat zelfs het gevaar dat het oorspronkelijk type wordt verdrongen (de Kwaadsteniet 1990);
- Om een verband te kunnen leggen tussen golfslag en de ontwikkeling van oevervegetaties is er nood aan modellering van de kenmerken van de aangebrachte wiepenconstructies waarbij men rekening houdt met verschillende abiotische parameters die dergelijke constructies kunnen beïnvloeden. Bij de aanleg van nieuwe plasbermen is het wenselijk om vooraf de optimale hoogte van de wiepen te bepalen d.m.v. modellering (Waterbouwkundig Laboratorium, MOW). Volgende gegevens zijn hierbij gewenst:
 - het dwarsprofiel van de Moervaart;
 - het debiet;
 - scheepstypen die de Moervaart bevaren;
 - scheepskarakteristieken (tonnenmaat, lengte, breedte, diepgang, motorvermogen, afmetingen schroef);
 - scheepvaartfrequentie.
- Bij heraanleg van plasbermen op plaatsen waar de verdedigingsconstructie beschadigd is, kan geopteerd worden voor de aanleg van rietkragen met een tijdelijke verdedigende constructie. Om te vermijden dat de wiepen binnen het jaar al kunnen verdwijnen door golfslag dienen de paalkoppen diep genoeg te worden geplaatst (ca. 3 m) waarbij de staaldraden sterk genoeg aangespannen zijn om het loskomen van de wiepen te voorkomen (CUR 1999b);
- Bij tijdelijke verdedigende constructies dienen de palen op langere termijn gehandhaafd te blijven om te vermijden dat de boten de oeverzone invaren (Foto 34);



Foto 34. Palen dienen de oevervegetatie te beschermen tegen het invaren van boten

- Bij aanleg van nieuwe oevers kan er aandacht besteed worden aan een geleidelijke overgang tussen water en land door voldoende ruimte te creëren voor oevers. Een oever met een hoge ecologische waarde heeft een zeer flauw oplopend talud met een gradiënt van open water tot 1 à 1,5 m diep naar moerassige zones, struwelen en moerasbos. De oever kan al dan niet van de vaarroute afgescheiden worden door een verdedigingsconstructie. In een situatie met te weinig ruimte kan een plasberm een oplossing bieden. De natte strook dient wel minimaal 5 m te bedragen en plasbermen met een flauw talud tot 1 à 1,5 m diepte verdienen de voorkeur. Ze groeien minder snel dicht en kunnen meer ecologische functies vervullen (CUR 1999a). Een andere optie is een getrapt profiel waar een horizontaal banket ter hoogte van de waterlijn voorzien wordt. Deze oeverprofilering neemt minder ruimte in dan een flauw hellende oever en heeft toch ook potenties voor diversiteit in natte natuurontwikkeling. Deze profilering is minder erosiegevoelig dan een flauw hellend profiel. Onderaan het profiel kan een teenversterking voorzien worden (Claus & Janssens 1994).
- Wanneer weinig ruimte beschikbaar is voor de aanleg van plasbermen zal dit leiden tot een minder waardevol ecologisch systeem. Voor de Moervaart zal de beschikbare ruimte voor de aanleg van een plasberm vaak het grote knelpunt zijn. Eventuele mogelijkheden kunnen gezocht worden in het landinwaarts creëren van ruimte. Indien geen alternatieven voorhanden zijn verdienen bij de aanleg doorgroeibare materialen steeds de voorkeur (CUR 1999a);

- Riet- en biezenoevers hebben vaak een rijke vogelstand en zijn ook van belang voor diverse groepen insecten. Verhoute stengels en overjarige planten vormen waardevolle leefgebieden. Vanaf breedtes van 2 m neemt de ecologische waarde van rietkragen sterk toe. Er dient wel rekening mee gehouden dat het alleen toepassen van rietoevers op termijn kan leiden tot een beperkte ecologische meerwaarde ten opzichte van andere begroeide oevers, zoals bv. oevers met diverse moerasplanten zoals grote egelskop, liesgras, gele lis, grote waterweegbree, gele waterkers, grote kattenstaart, zeggen (CUR 1999a). De mogelijkheden van riet als oeverbescherming langs gekanaliseerde rivieren blijkt aan beperkingen onderhevig. Ontwikkelingen in de scheepvaart (toename vaarintensiteit, motorvermogen) hebben ertoe geleid dat rietbegroeiing in kwaliteit en kwantiteit achteruitging of geheel verdween en zich alleen op de minst intensief bevaren trajecten kon handhaven. Naast de intensiteit van de scheepvaart speelt ook de vaarsnelheid en de hieraan gekoppelde waterbeweging een belangrijke rol bij de aantasting van de oevers, met name in gebieden met veel recreatievaart. In deze gebieden kan ook het smalle vaarwegprofiel in combinatie met intensieve scheepvaart oorzaak zijn van aantasting van oevers (Bakker 1986);
- Ondanks dat spontane kolonisatie de voorkeur geniet, dient bij aanplantingen de voorkeur gegeven te worden aan plantensoorten met oeverbeschermende kwaliteiten: riet, grote en kleine lisdodde, mattenbies, kalmoes, grote egelskop, gele lis, oeverzegge en moeraszegge (de Kwaadsteniet 1990; De Vlieger 1996).

4.2 Beheermaatregelen

- Wat betreft oeverbeheer kunnen grazige bermen regelmatig gemaaid worden (1-maal per jaar na 15 juni). Een tweede maaibeurt wordt bij voorkeur uitgevoerd na 15 september. Het maaisel moet binnen de 10 dagen na het maaien worden verwijderd (cfr. Bermbesluit, B.V.R. 27/06/84).
Natuurvriendelijke oevers kan men de eerste jaren best spontaan laten ontwikkelen (Besteman et al. 2001). Waterriet wordt niet gemaaid. Voor landriet is het aangewezen om rietoevers eens in de 2-3 jaar te maaien en het maaisel af te voeren voor het behoud van een vitale populatie. Het verdient de voorkeur om gefaseerd in de ruimte te maaien, waarbij de schuilgelegenheid voor dieren behouden blijft. Het maaien wordt best over verschillende dagen gespreid in de periode van december tot maart, voor het broedseizoen. Het riet wordt zo laag mogelijk afgezet maar wel boven het maximaal verwachte waterpeil om te voorkomen dat de planten verrotten (CUR 1999a; De Vlieger 1996). Niets doen is af te raden bij rietoevers die golfslag ondergaan. Door verruiging van de rietzone vanaf de landzijde wordt de strook met een stevige begroeiing steeds smaller. Afkalving is dan het gevolg (de Kwaadsteniet 1990).
- Exotenbestrijding kan het best geschieden in overleg met andere waterbeheerders, in het bijzonder wat betreft de expansie van grote waternavel (Foto 35). Vanuit de oeverlijn ontwikkelt deze soort naar alle kanten uitlopers, die maximaal een meter het land opkruipen maar zich over het water vrijwel onbeperkt kunnen uitbreiden. Op deze manier kunnen zich snel "watervanavel-matten" ontwikkelen, waarbij de inheemse vegetatie praktisch volledig wordt verdrongen. Grote waternavel kan zich ook heel gemakkelijk vegetatief vermeerderen. Dit betekent dat elk afgebroken stukje dat op de bodem terechtkomt een nieuwe plant vormt. Bovendien wordt de groei bevorderd door hoge gehalten aan voedingsstoffen, een situatie die zich in de meeste van de Vlaamse waterlopen voordoet.

De explosieve ontwikkeling van grote waternavel kan de doorstroming van het water ernstig belemmeren en de gemalen verstopen, waardoor er lokaal wateroverlast zou kunnen optreden.

Bij het verwijderen van deze "waternavel-matten" is het aangeraden om een machinale verwijdering te combineren met een manuele aanpak, waarbij kleinere pakketten eveneens uit het water gevist kunnen worden. Grote waternavel zou hierdoor ook tussen de oever en de wiepenconstructie weggehaald kunnen worden. De combinatie van een machinale en manuele verwijdering laat evenwel niet toe om alle fragmenten te verwijderen. Deze methode heeft echter het voordeel om de populatie zodanig terug te dringen dat er voor de soort een langere periode vereist is om drijvende matten te vormen.



Foto 35. Waternavel-matten stroomafwaarts de Sinaaibrug (ondertussen verwijderd)

- Het zwerfvuil dient regelmatig verwijderd te worden (Aanen *et al.* 1990). Golven slaan het drijfvuil telkens tegen oeverplanten aan, waardoor stengels omknikken (Foto 36). Het biedt tevens geen esthetische aanblik (de Kwaadsteniet 1990). Problemen met grote vrachten zwerfvuil werden er de laatste maanden niet meer waargenomen op de Moervaart.



Foto 36. Aanwezigheid van zwerfvuil op het traject Kanaal van Stekene-Sinaaibrug

- Het aanmeren van boten buiten de aanlegsteigers veroorzaakt slijtage op het aangebrachte materiaal zoals op de kokosrollen die op schanskorven werden aangebracht. Deze praktijken zouden dus verboden moeten worden (Foto 37).



Foto 37. Aangemeerde boot tegen de kokosrollen ter hoogte van de Spletterenbrug

- Het niet respecteren van de vaarsnelheid veroorzaakt een toename van de golfslag met het beschadigen van de oevers tot gevolg. Deze praktijken dienen eveneens verboden te worden (foto 38).



Foto 38. Een van de knelpunten op de Moervaart is de regelmatige aanwezigheid van snelvaart

- Ondanks het feit dat er door W&Z geen bestrijdingsmiddelen gebruikt worden, is er een gebrek aan toezicht op het verbod van pesticidengebruik door particulieren langs de oevers. Het handhaven van artikel 10§1 van het decreet integraal waterbeheer dringt zich dan ook op. het aanbrengen van bestrijdingsmiddelen, met uitzondering van rodenticiden die worden aangewend in het kader van de rattenverdelging, is verboden. Indien de oeverzone enkel de taluds omvat, is het aanbrengen van bestrijdingsmiddelen verboden binnen een meter landinwaarts vanaf de bovenste rand van het talud van het oppervlaktewaterlichaam. Niet alleen wordt de chemische belasting in het water verhoogd maar worden de slaagkansen voor oeverontwikkeling en -bescherming beperkt (Vermeersch & Decler 2006; Foto 39).



Foto 39. Gebruik van bestrijdingsmiddelendoor particulieren langs de Moervaart op het traject Dambrug-Kalvebrug

5 Verdere planning

Sommige trajecten werden sinds 2005 niet meer bemonsterd (trajecten Terwestbrug/kalvebrug (LO) en Sinaaibrug/ Pieter-Heydensveer (LO), Sinaaibrug/ Pieter Heydensveer (RO)). Deze worden in de volgende inventarisatieronde opgenomen samen met de meest recent aangelegde NTMB-oeveren, stroomopwaarts- en stroomafwaarts de Heirbaanbrug inbegrepen. Voor 2014 wordt er dan voorzien om de NTMB-constructies op te volgen waarvan de vegetatie nog niet gestabiliseerd is. Meer specifiek gaat dit om palen en wiepen zonder plasberm, kokosrollenbevestigd op schanskorven en de combinatie van kokosrollen, breuksteen en schanskorven (tabel 18). Aan de hand van een studie naar efficiëntie van de inventarisatiegraad, waarbij onderzoek gedaan wordt naar de optimale spreiding van de transecten, zal bepaald worden welke tijdspanne hiervoor vereist is. Dit zou het in de toekomst mogelijk maken om kostenbesparend te werken met een minimaal verlies aan informatie.

Tabel 18. Overzicht van de locaties en tijdstippen die in de afgelopen jaren geïnventariseerd werden (afstanden volgens W&Z)

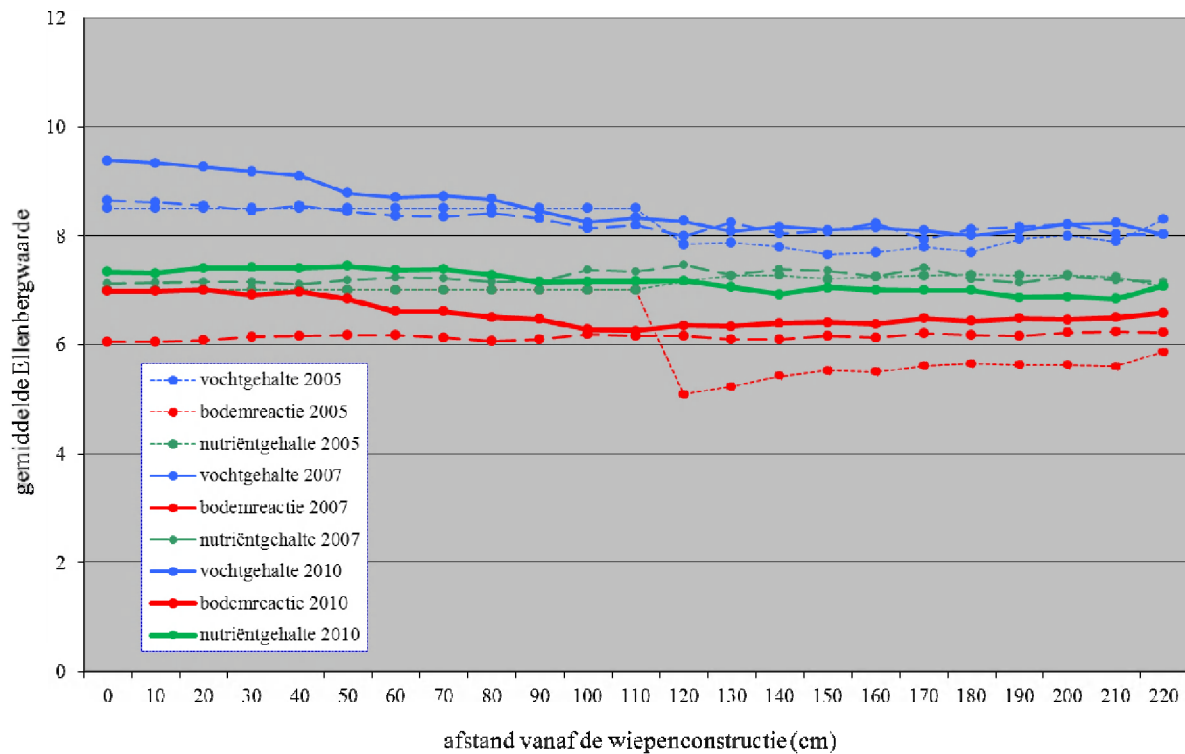
Inventarisatie 4 (2013)		
Naam	Type	Lengte (m)
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)	Plasbermen met palen en wiepen	950
Sinaaibrug/Pieter Heydensveer (LO)	Plasbermen met palen en wiepen	420
Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)	Plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen	297
Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)	Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4)	435
Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO)	Voorbeplante kokosvezelmatten (8/4)	68
Spoorbrug-Heirbaanbrug (LO)	Plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen	157
Spoorbrug-Heirbaanbrug (LO)	Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4) en (4/8)	128
Spoorbrug-Heirbaanbrug (LO)	Voorbeplante kokosvezelmatten (4/4)	35
Totaal		2.490

Inventarisatie 5 (2014)

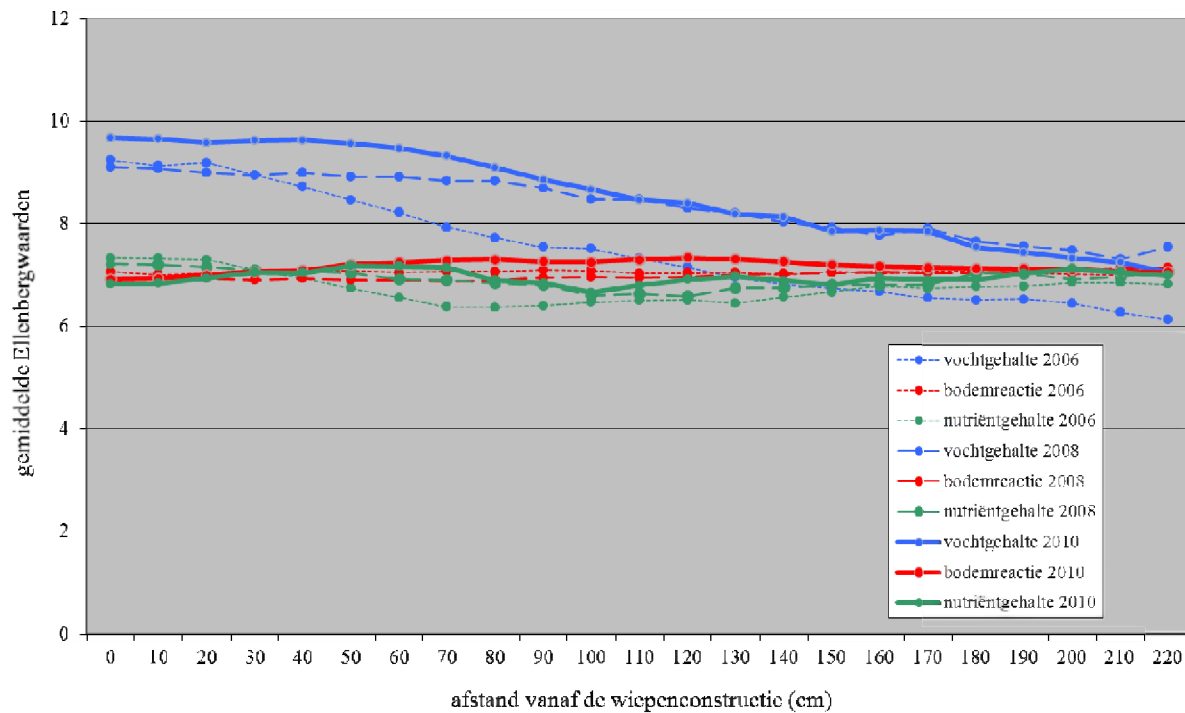
Naam		Type	Lengte (m)
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)		Palen en wiepen zonder plasberm	130
Terwestbrug/Kalvebrug (LO)		Kokosrollen, breuksteen en schanskorven	1070
Spoorwegbrug (LO)	suikerfabriek/Terwestbrug	Kokosrollen, breuksteen en schanskorven	180
Spoorwegbrug (LO)	suikerfabriek/Terwestbrug	Kokosrollen bevestigd op schanskorven	404
Spoorwegbrug (LO)	suikerfabriek/Terwestbrug	Plasbermen met palen en wiepen	290
Dambrug/spoorwegbrug suikerfabriek (LO)		Plasbermen met palen en wiepen	600
Dambrug/spoorwegbrug suikerfabriek (LO)		Palen met wiepen zonder plasbermen	240
Pieter Heydensveer/Daknambrug (LO)		Kokosrollen bevestigd op schanskorven	100
Totaal			3.014

Bijlage 1. Ellenberg

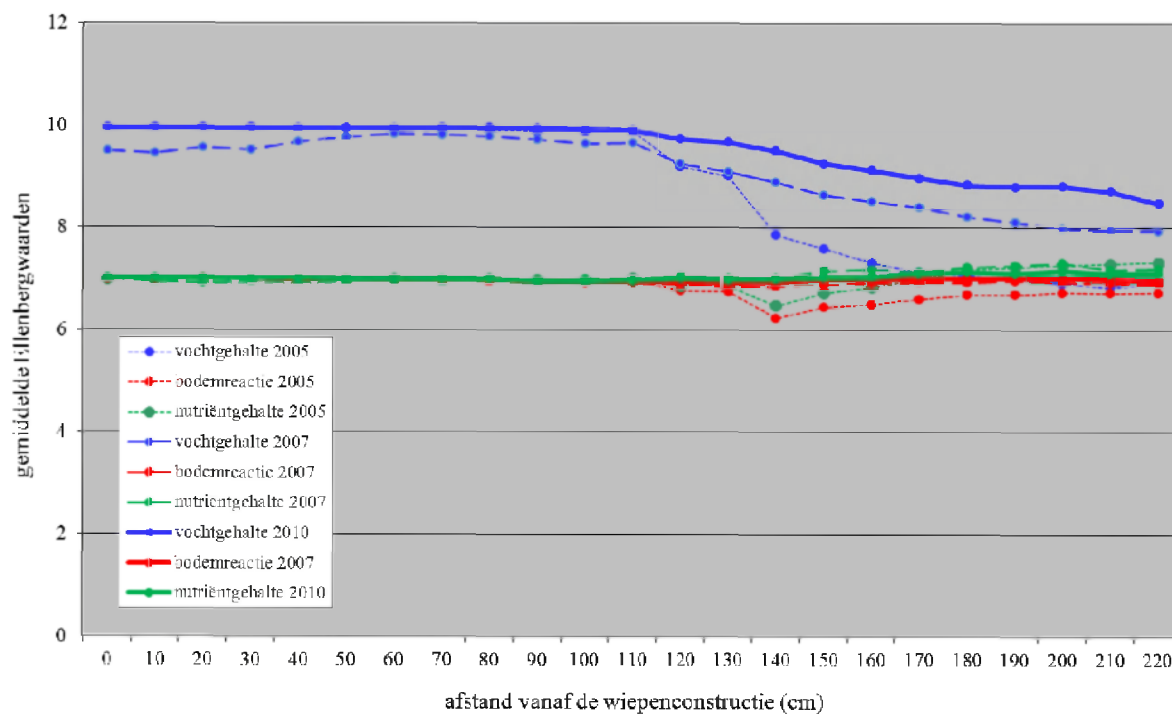
Terwestbrug/Kalvebrug (LO): palen met wiepen zonder plasbermen



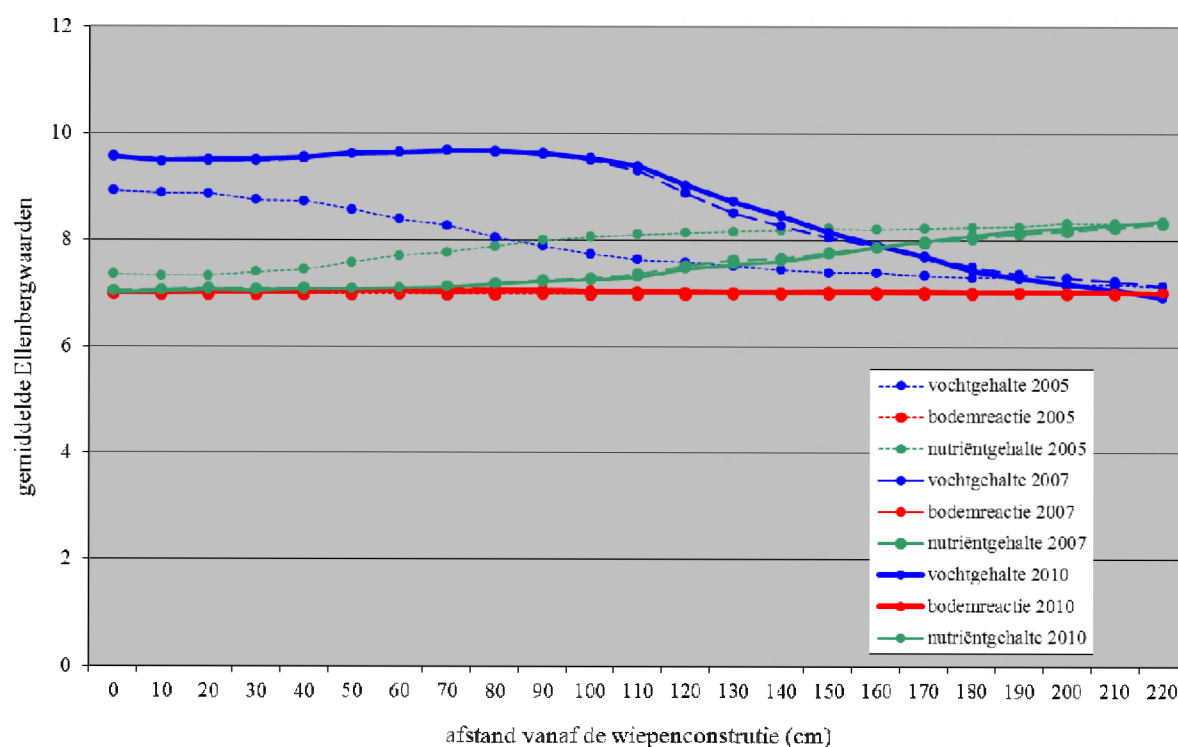
Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek (LO): palen met wiepen zonder plasbermen



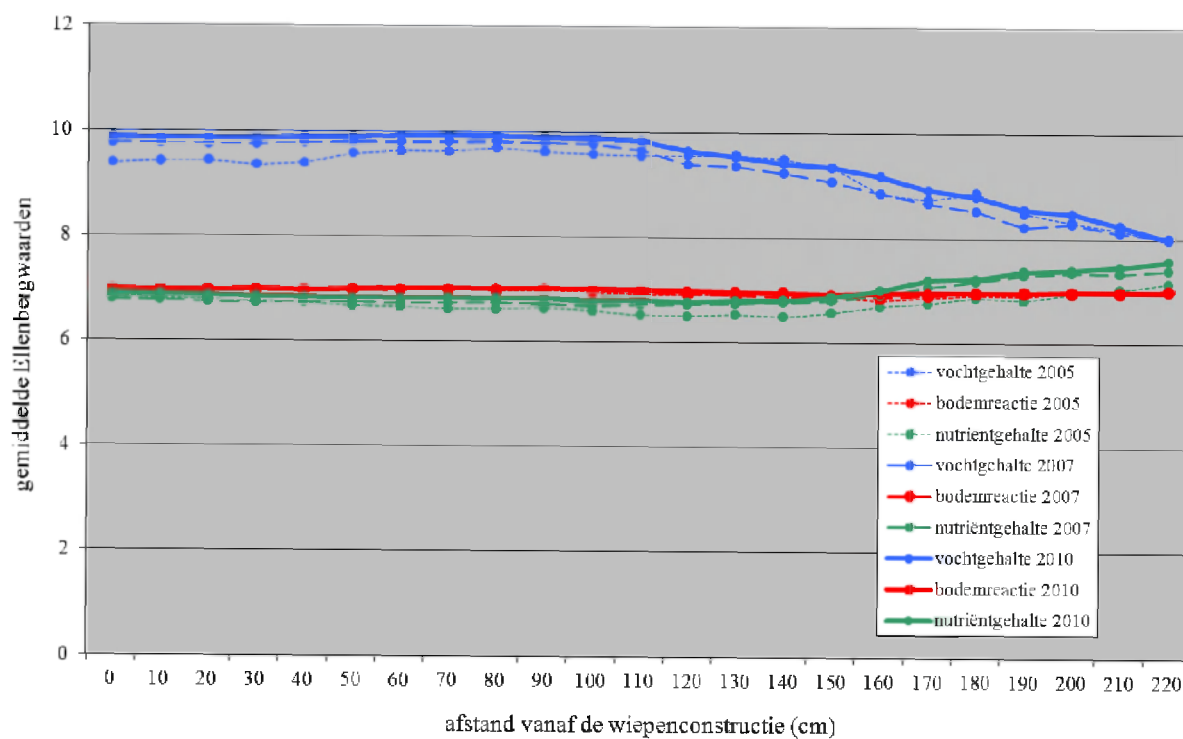
Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO): palen met wiepen met plasbermen (deel 2)



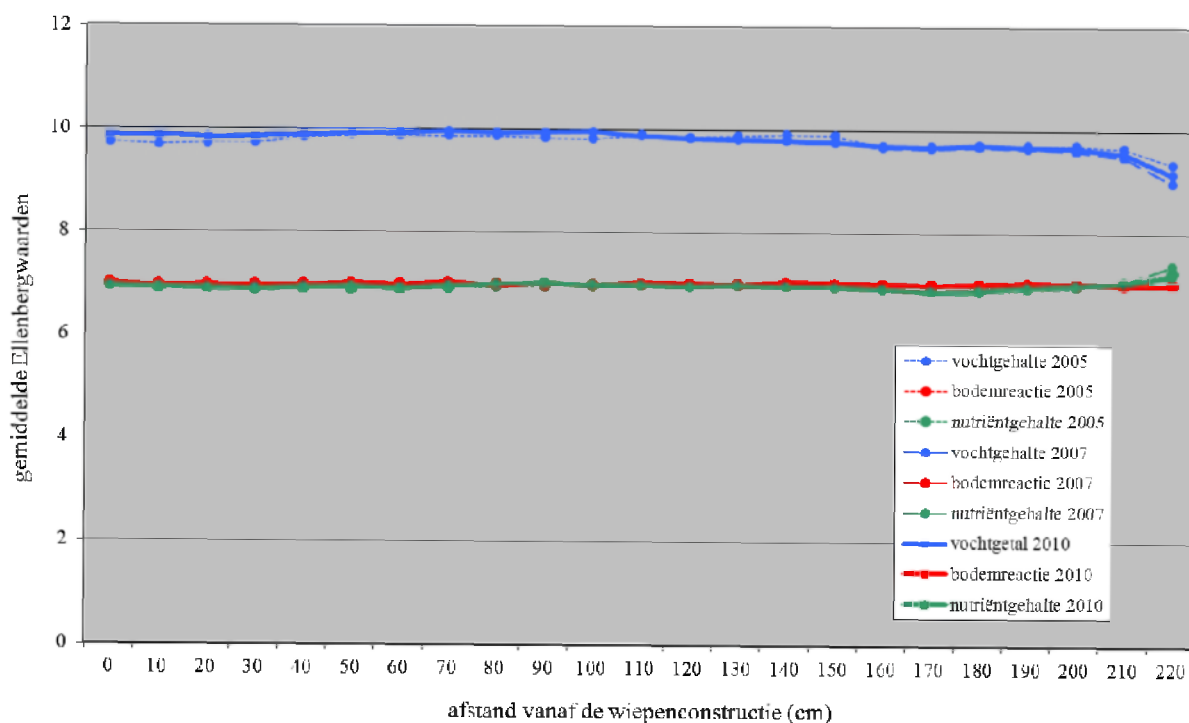
Kanaal van Stekene/Sinaaibrug (RO): palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen



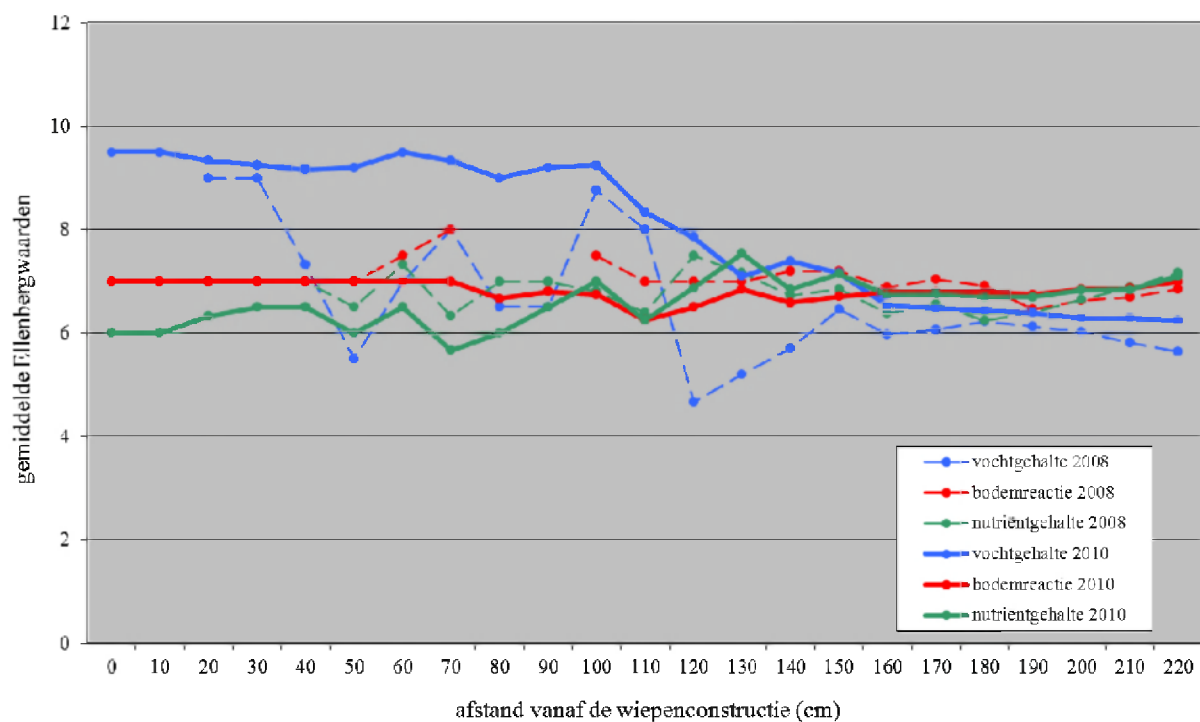
Daknambrug/Pieter Heydensveer (LO): palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen



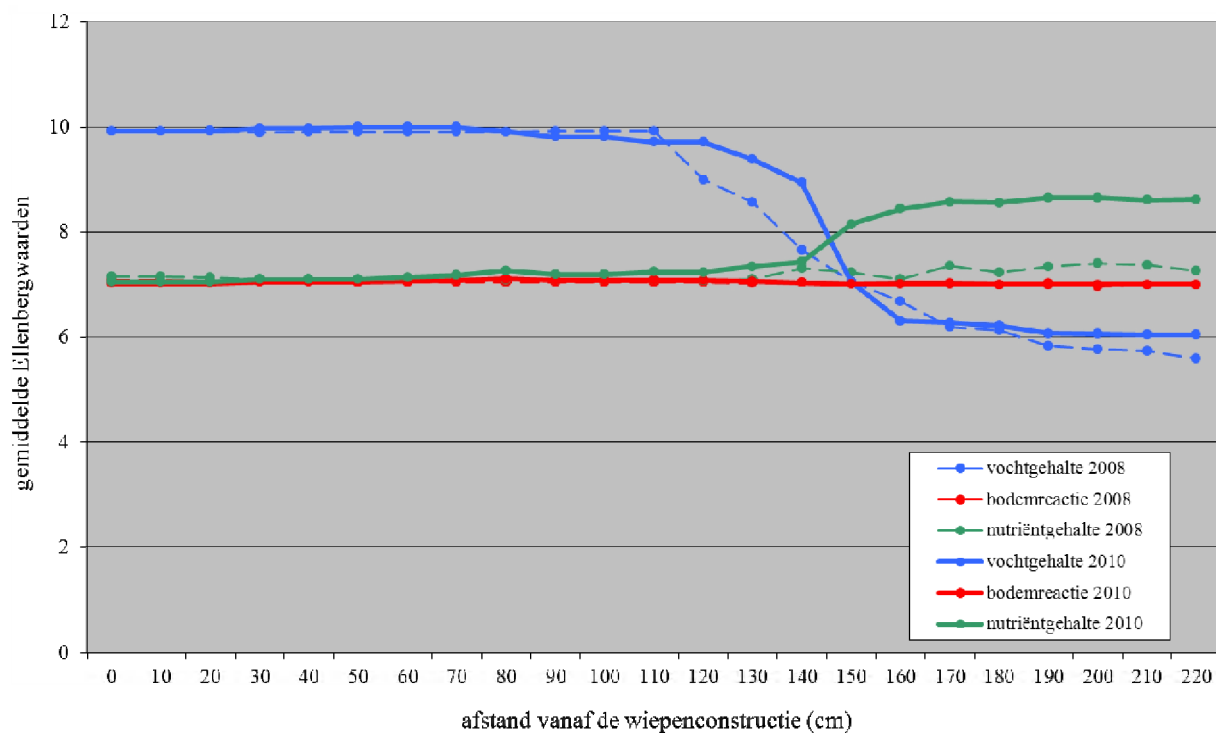
Daknambrug/Pieter Heydensveer (RO): palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen



Heirbaanbrug/ Daknambrug (RO): Plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen



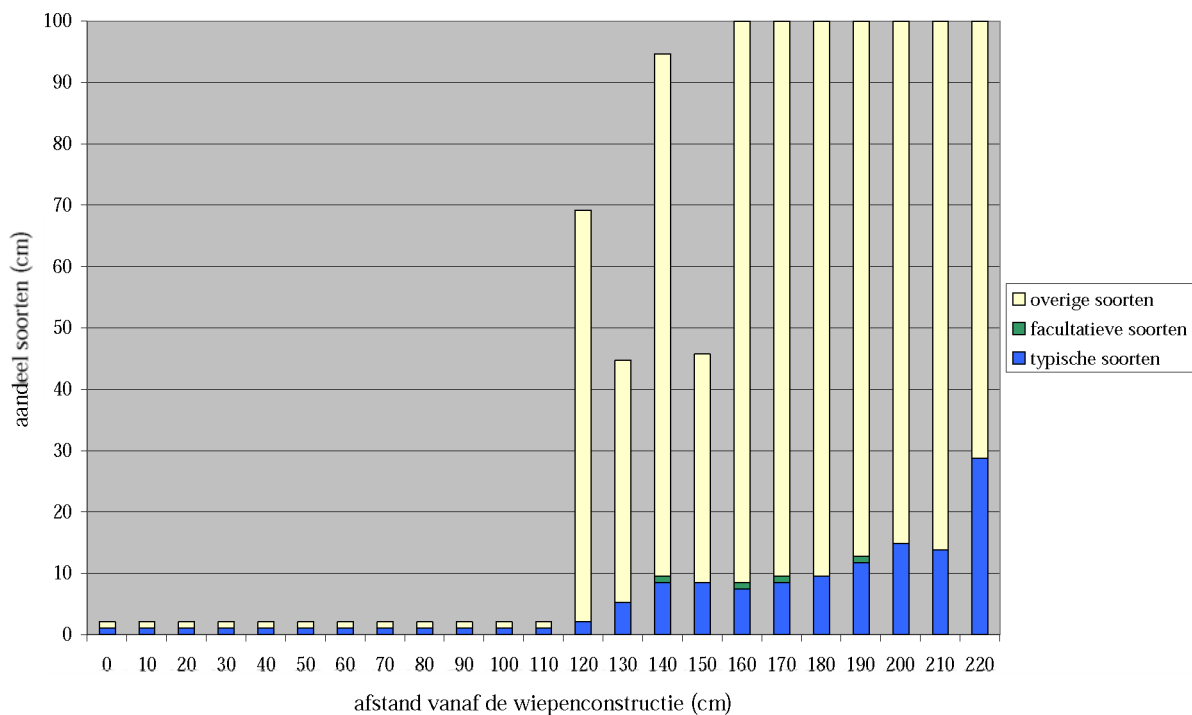
Spoorbrug/ Heirbaanbrug (LO): Plasbermen met palen en wiepen + kokosrollen



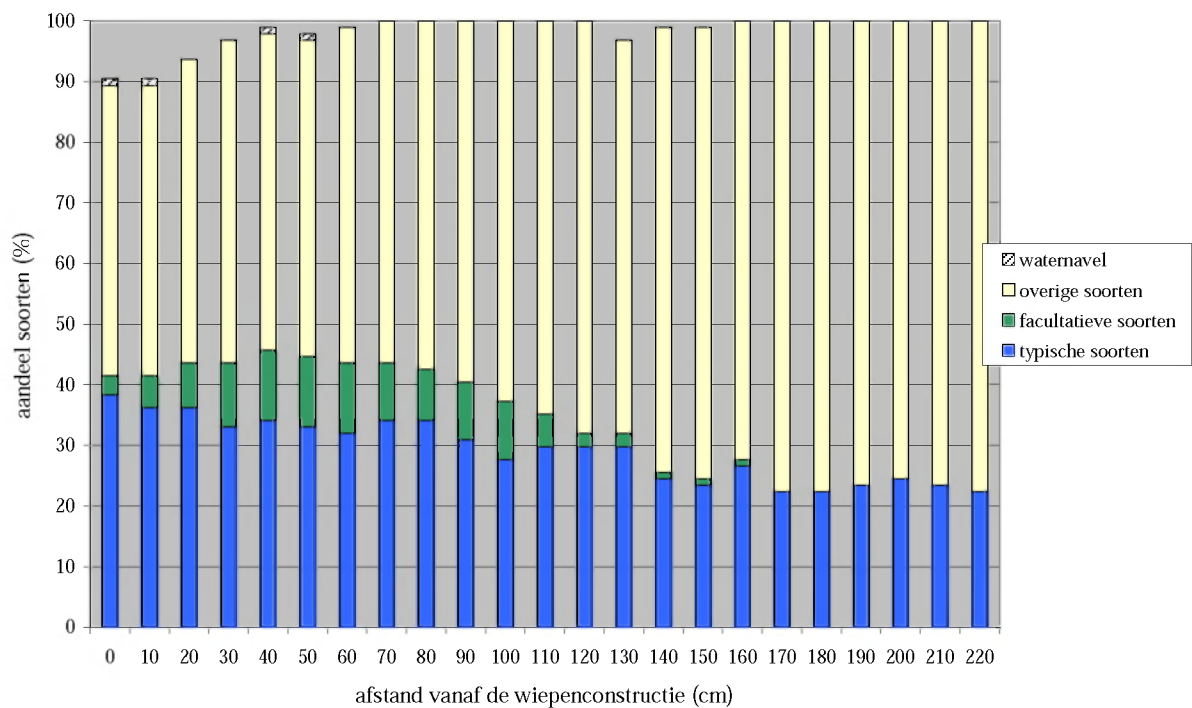
Bijlage 2. Ecologische groepen

Terwestbrug/Kalvebrug: palen met wiepen zonder plasbermen

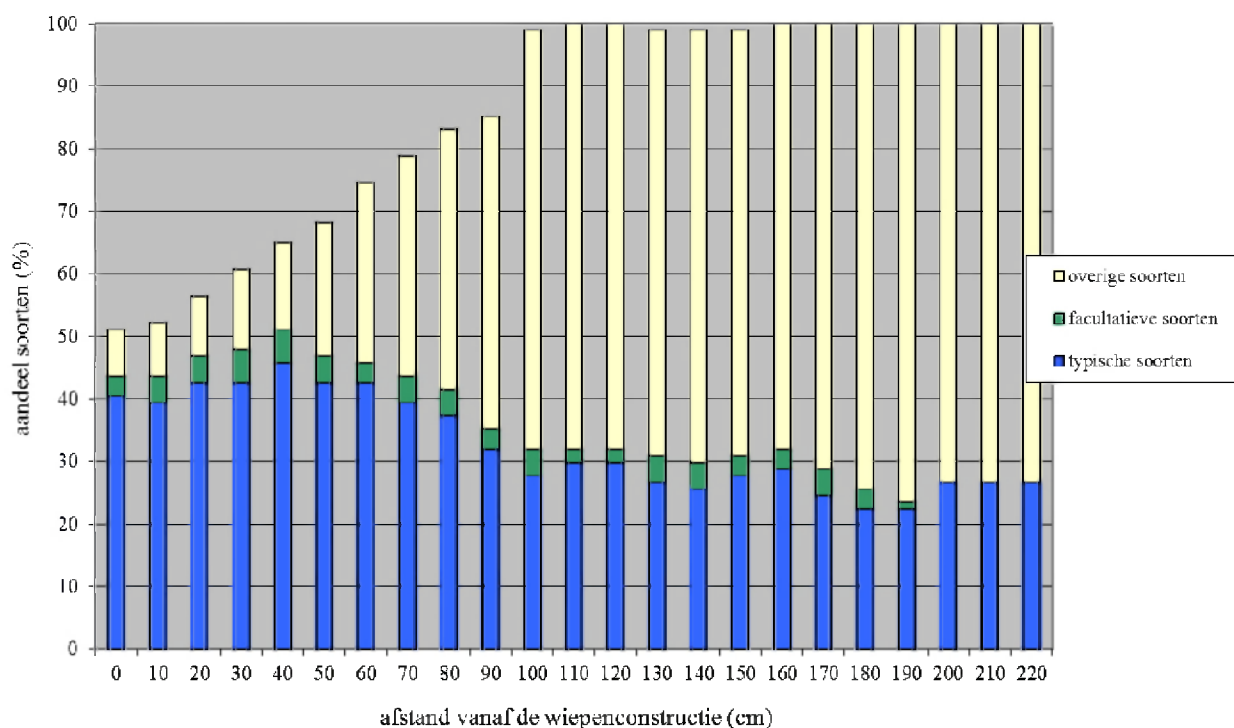
2005



2007

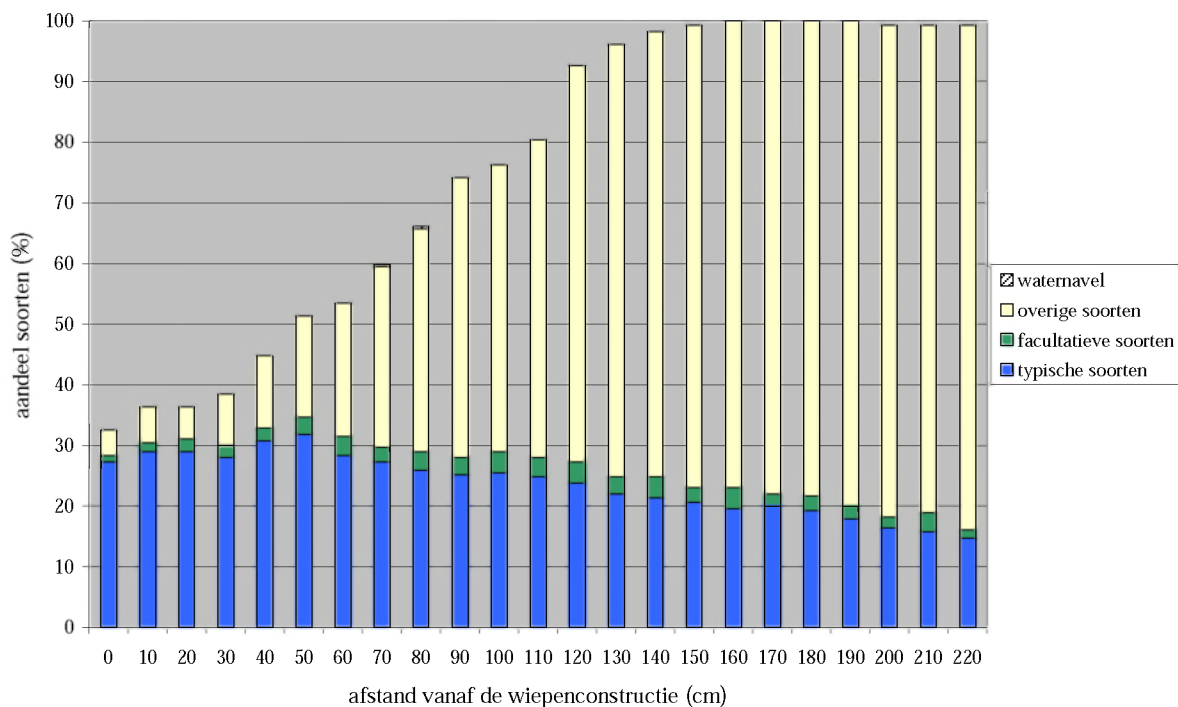


2010

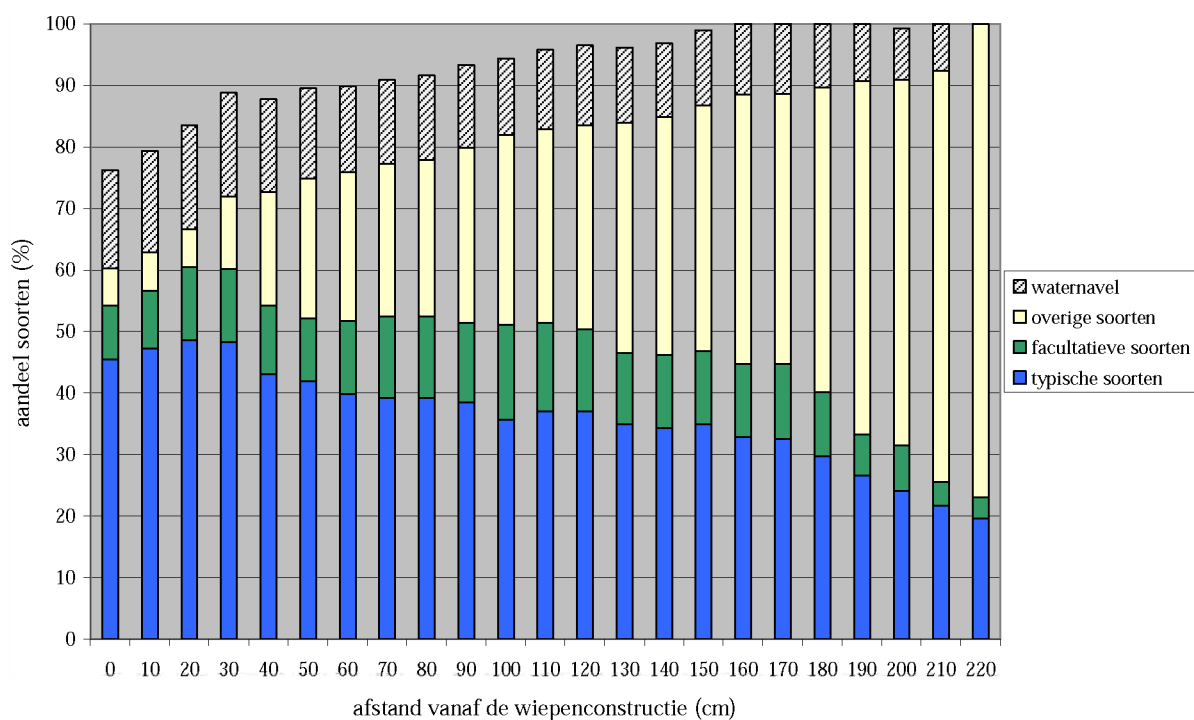


Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek (LO): palen met wiepen zonder plasbermen

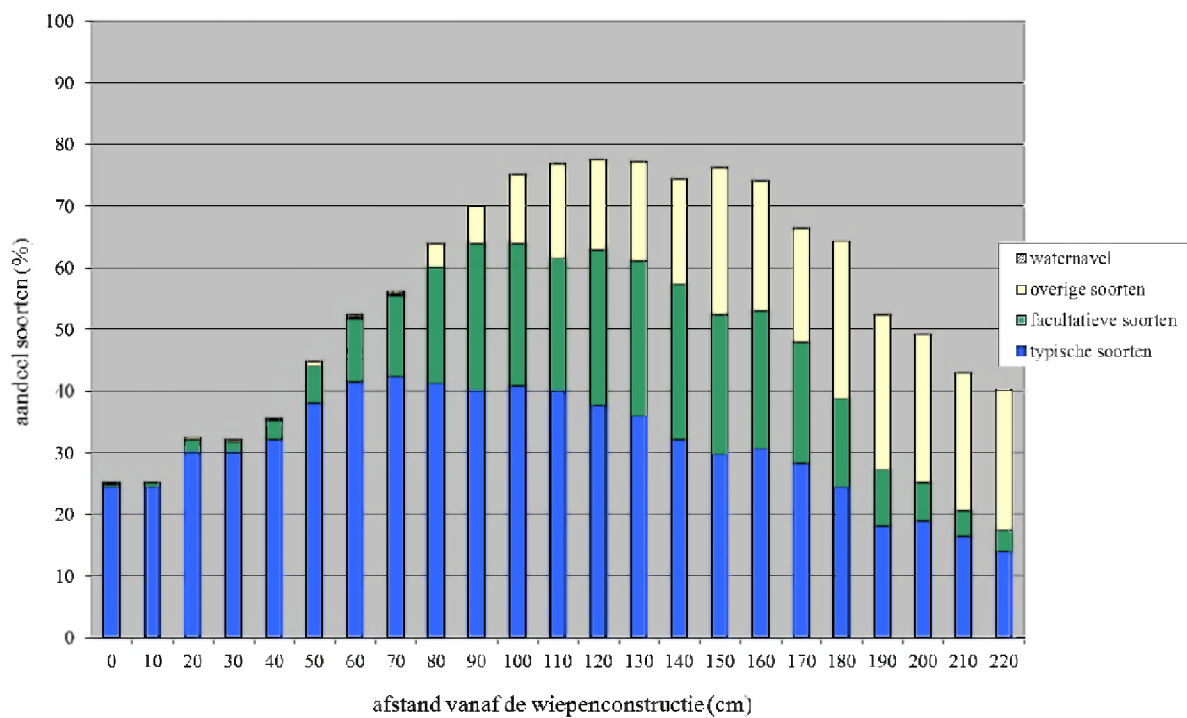
2006



2008

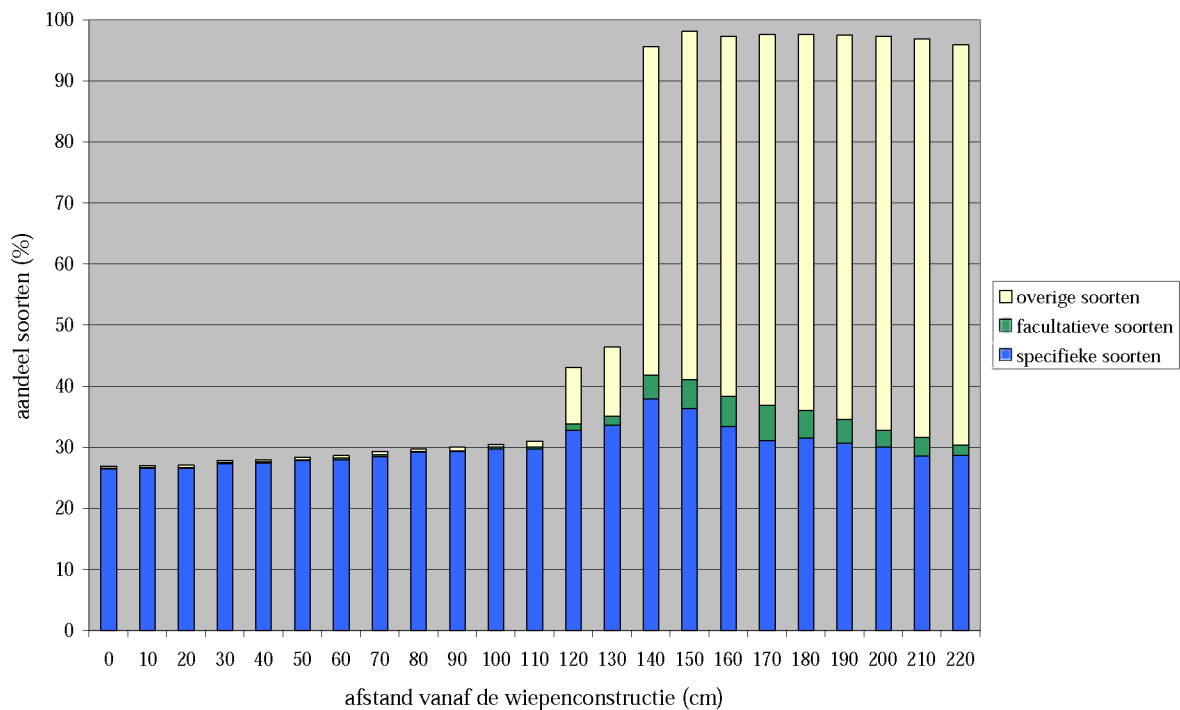


2010

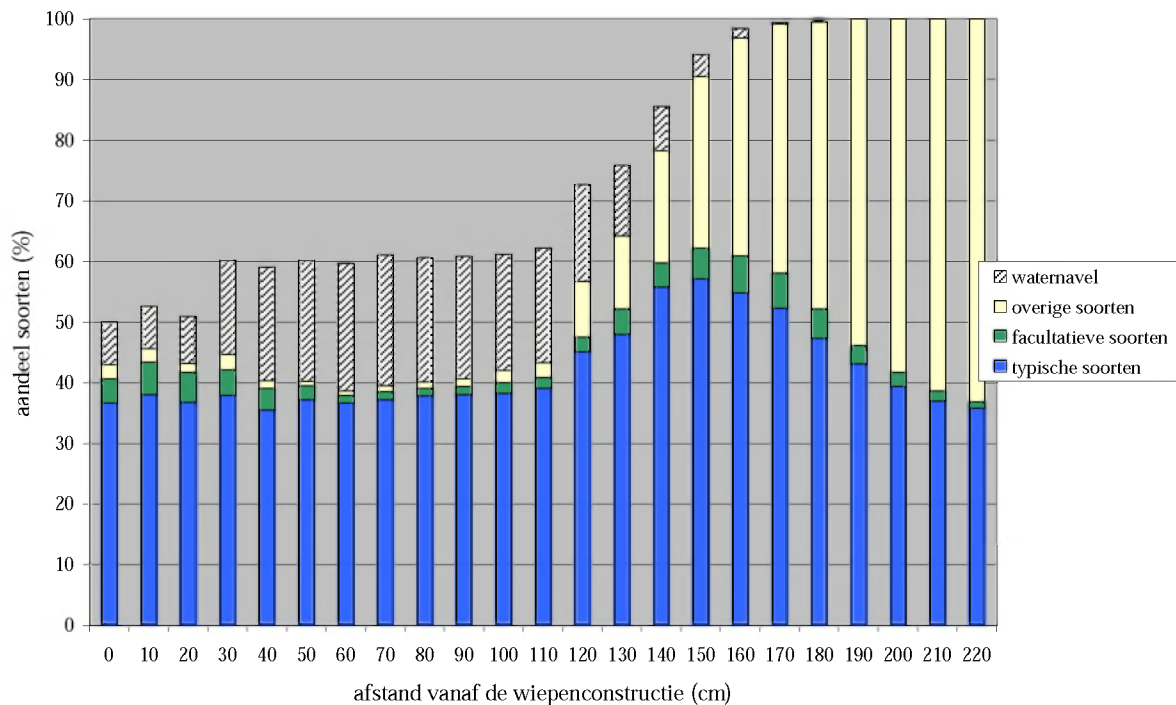


Coudenbormbrug/kanaal van Stekene (LO) (deel 2): palen met wiepen met plasbermen

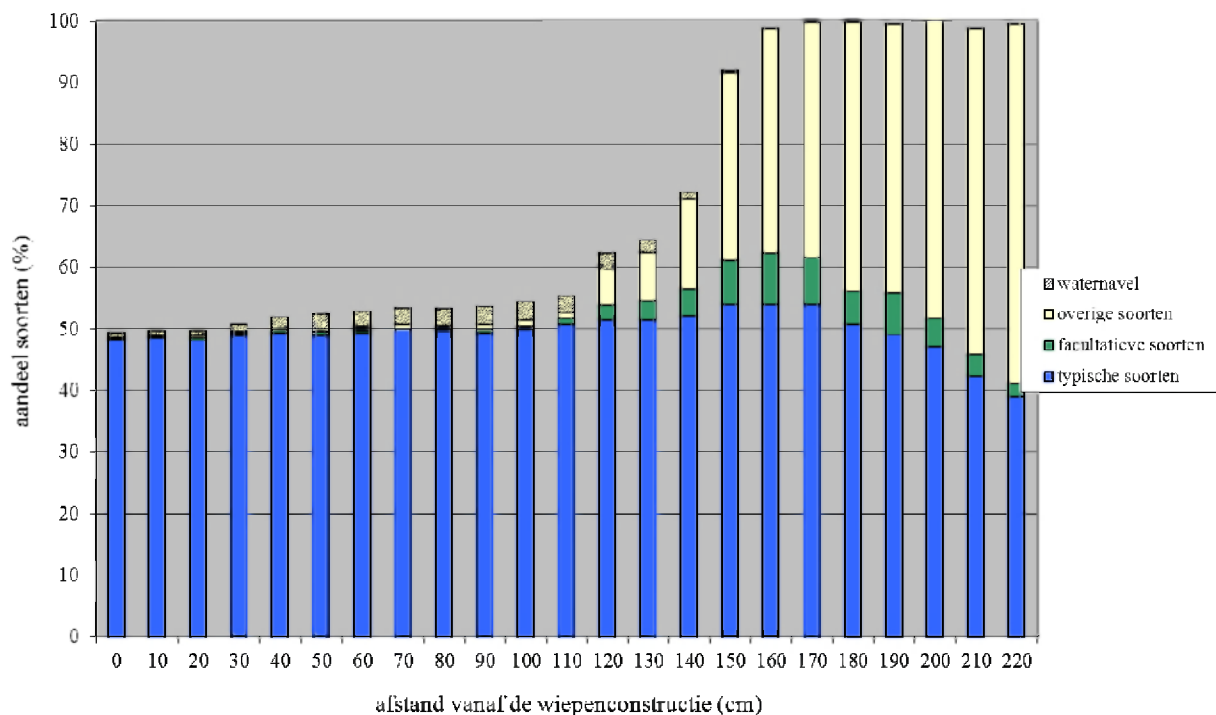
2005



2007

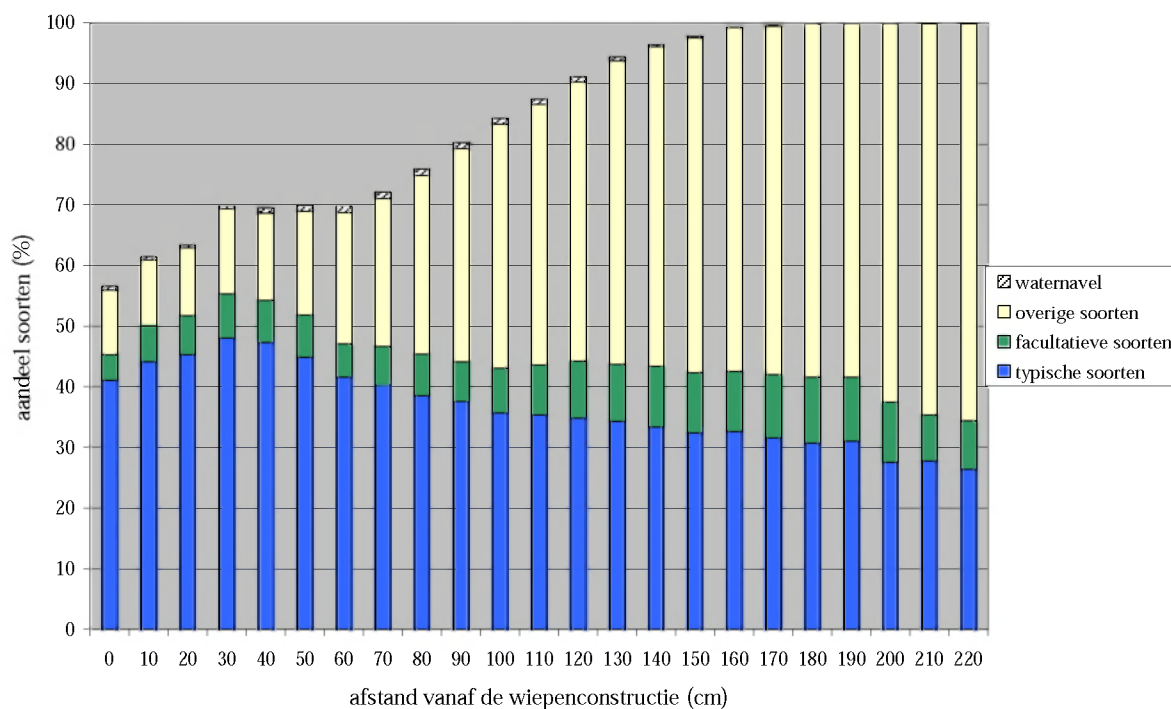


2010

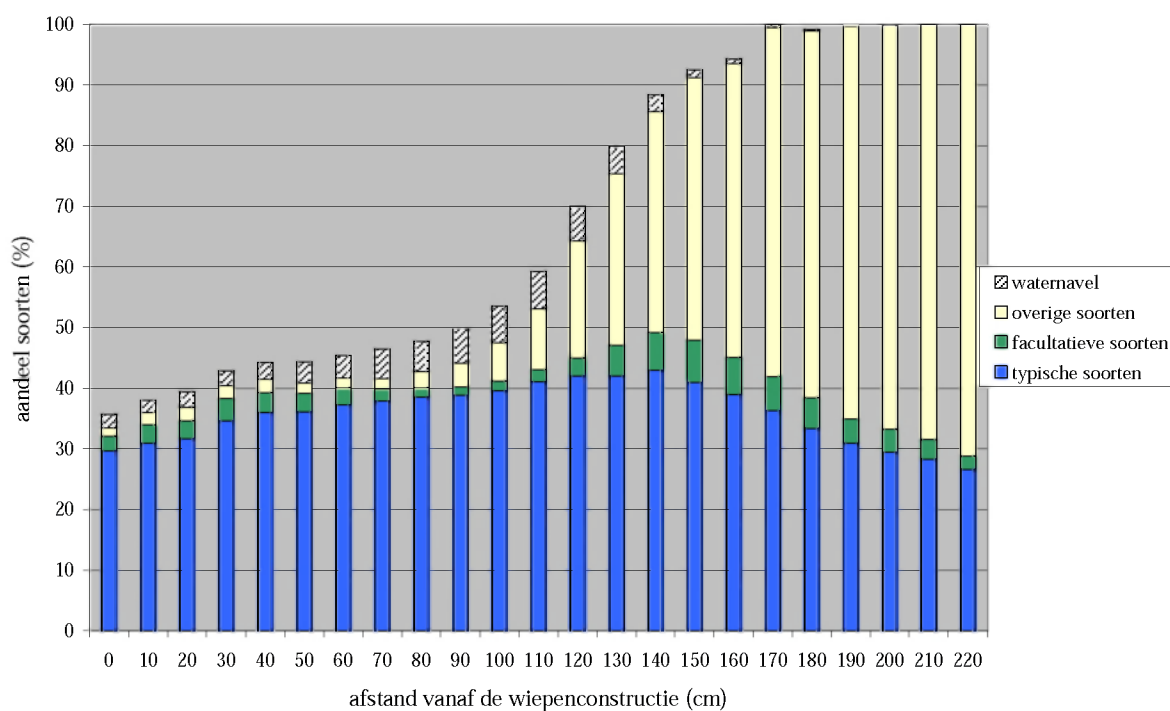


Kanaal van Stekene/Sinaaibrug (RO): palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen

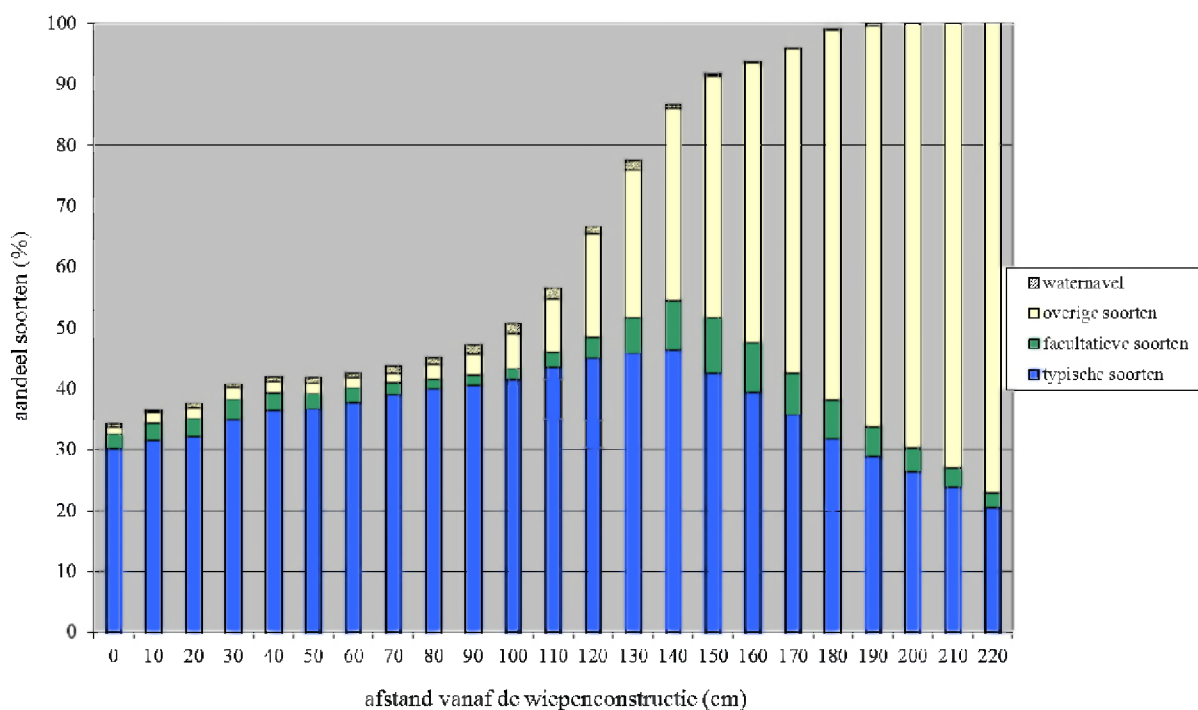
2005



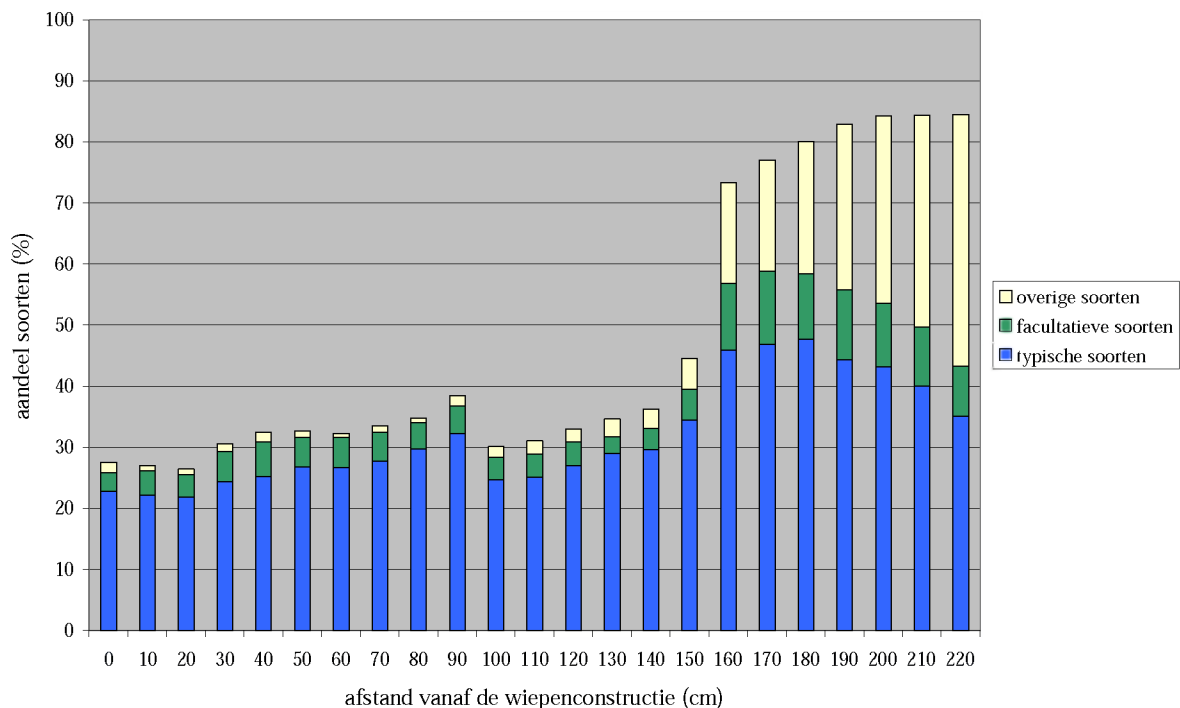
2007



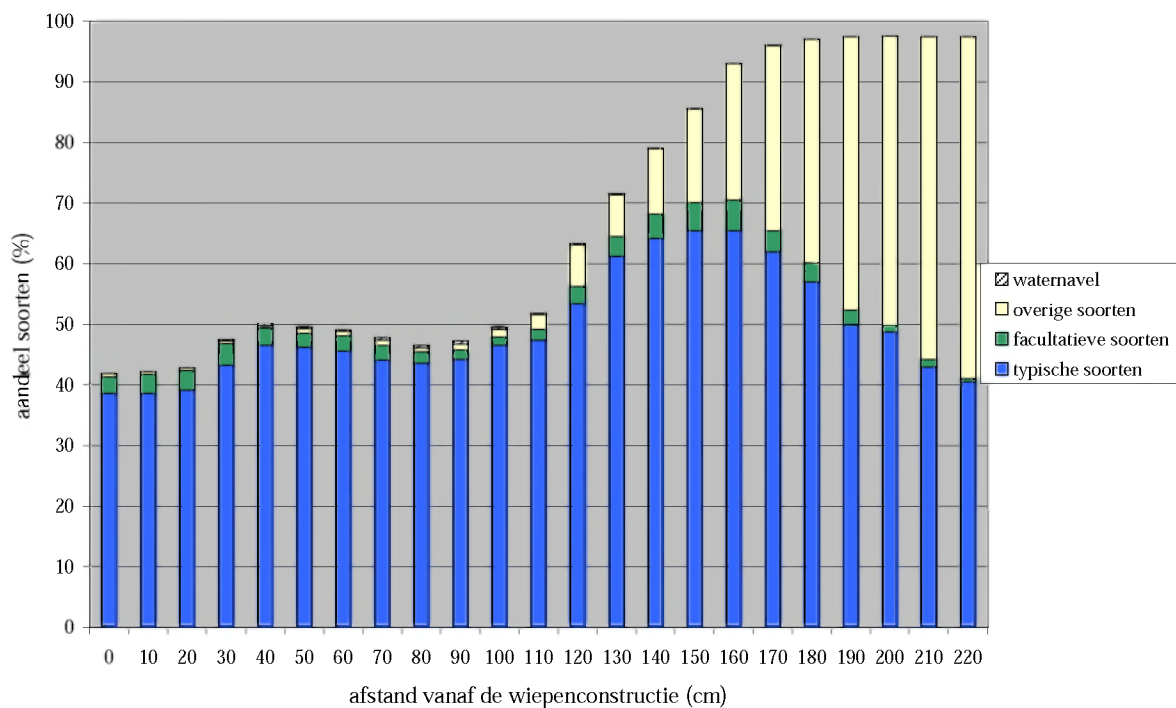
2010



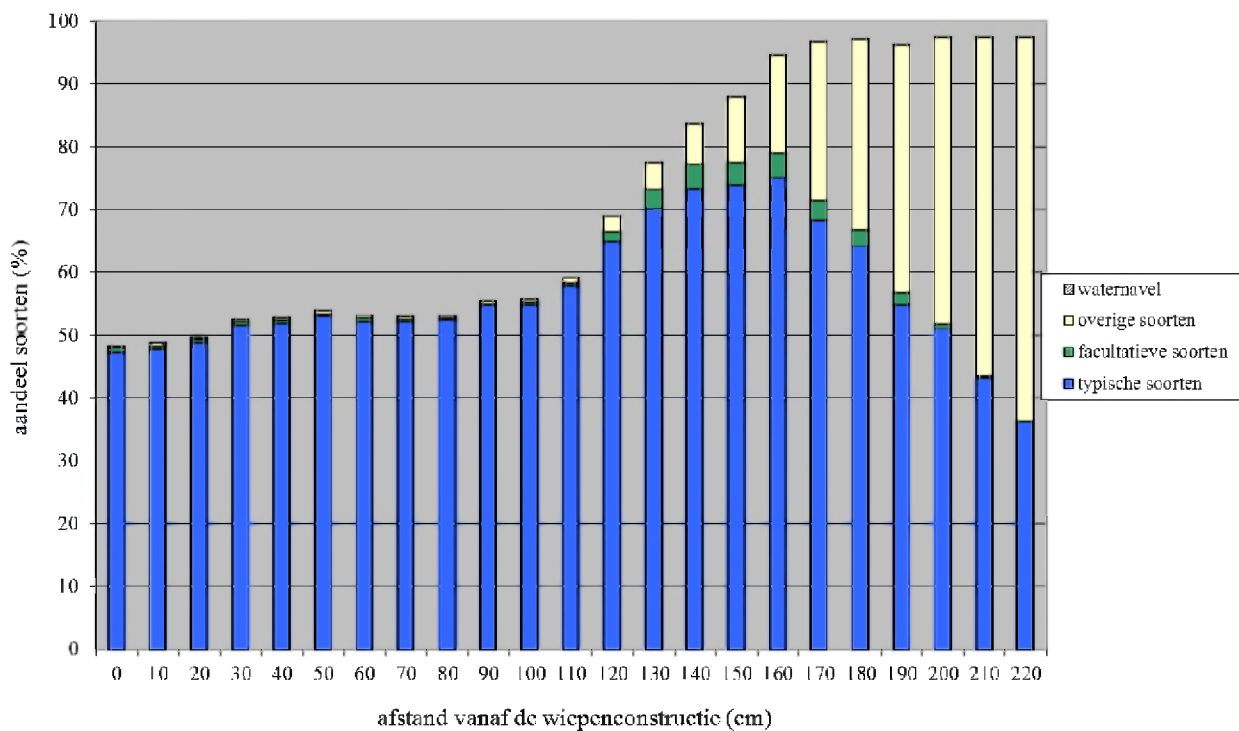
2005



2007

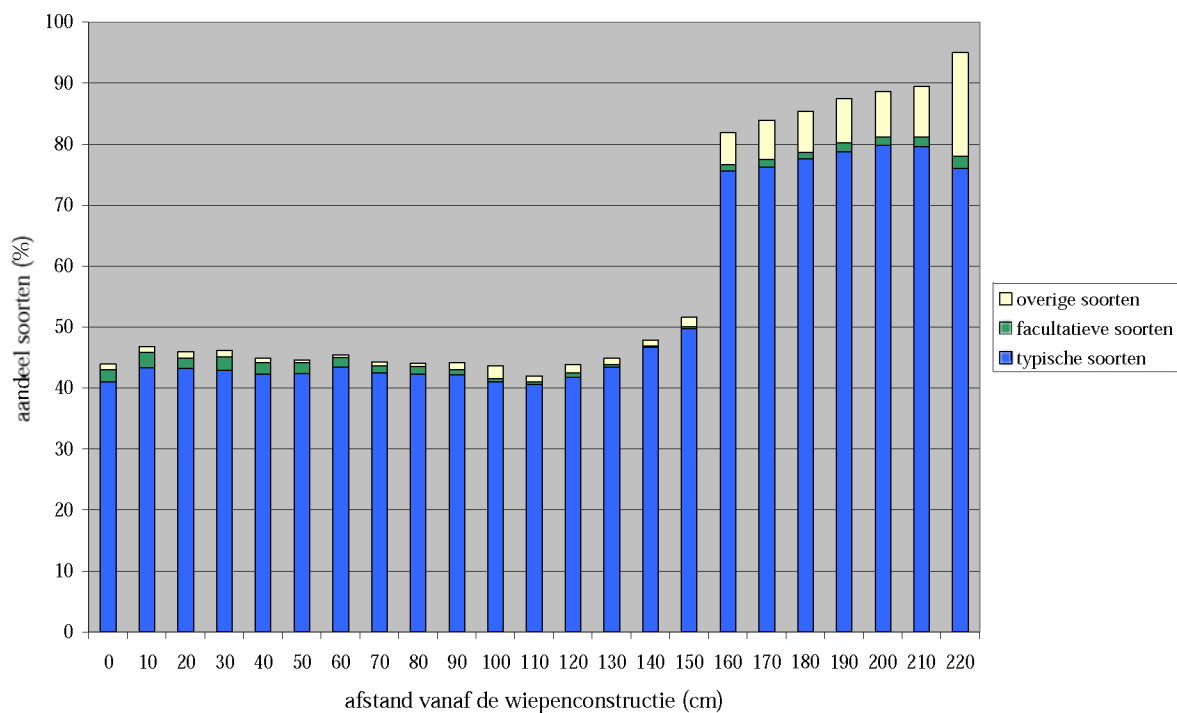


2010

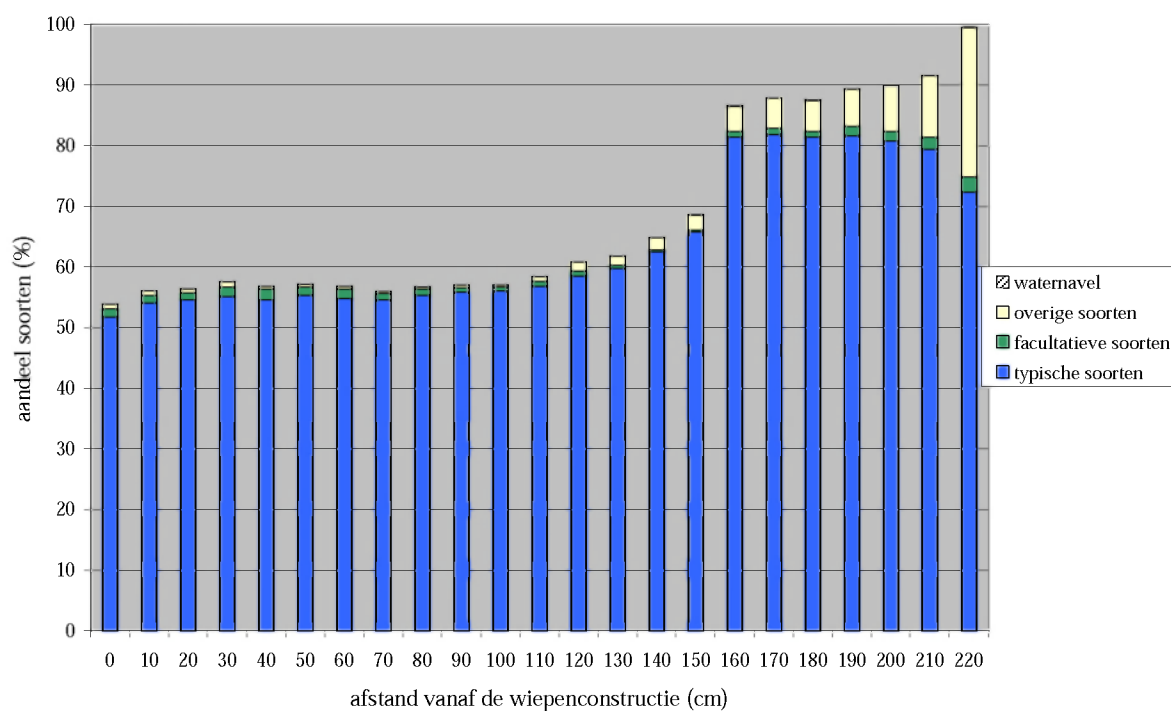


Daknambrug/Pieter Heydensveer (RO): palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen

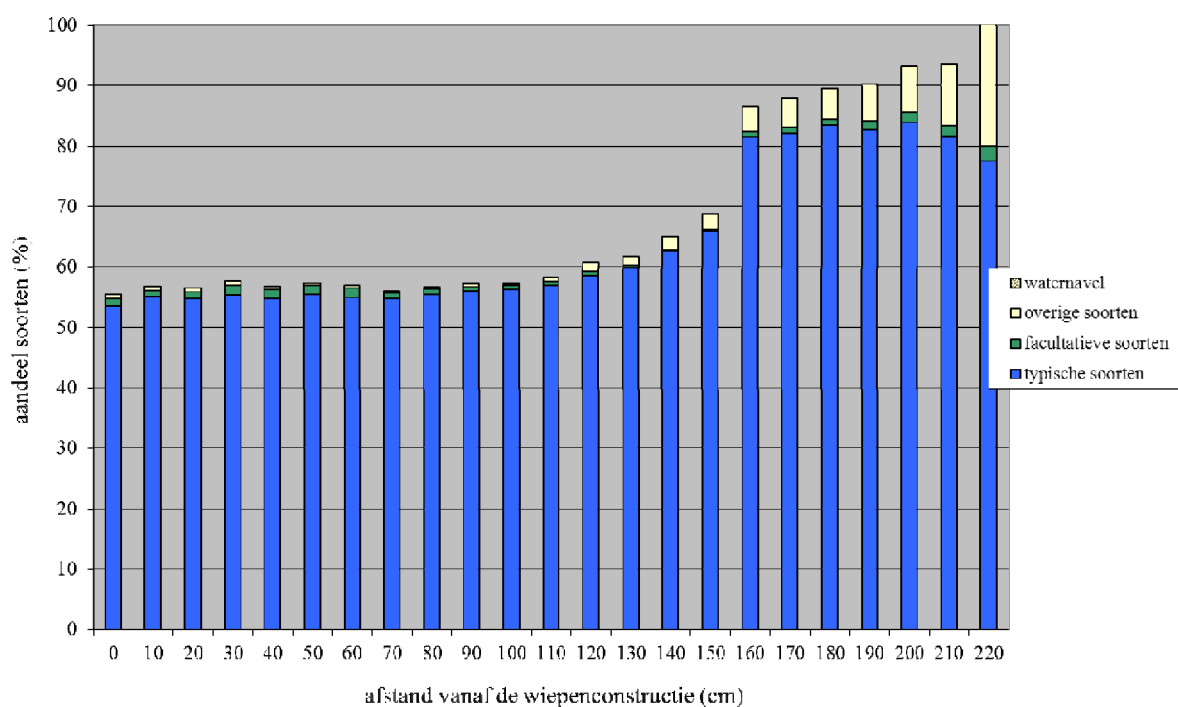
2005



2007

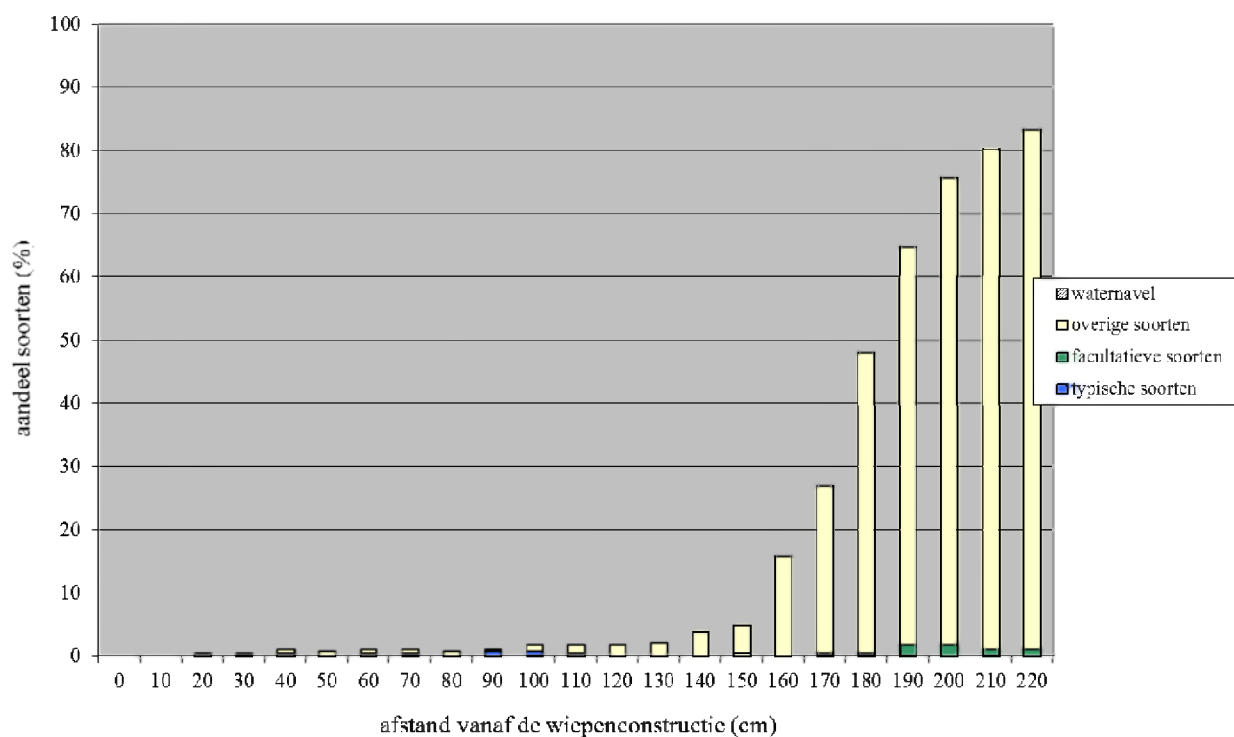


2010

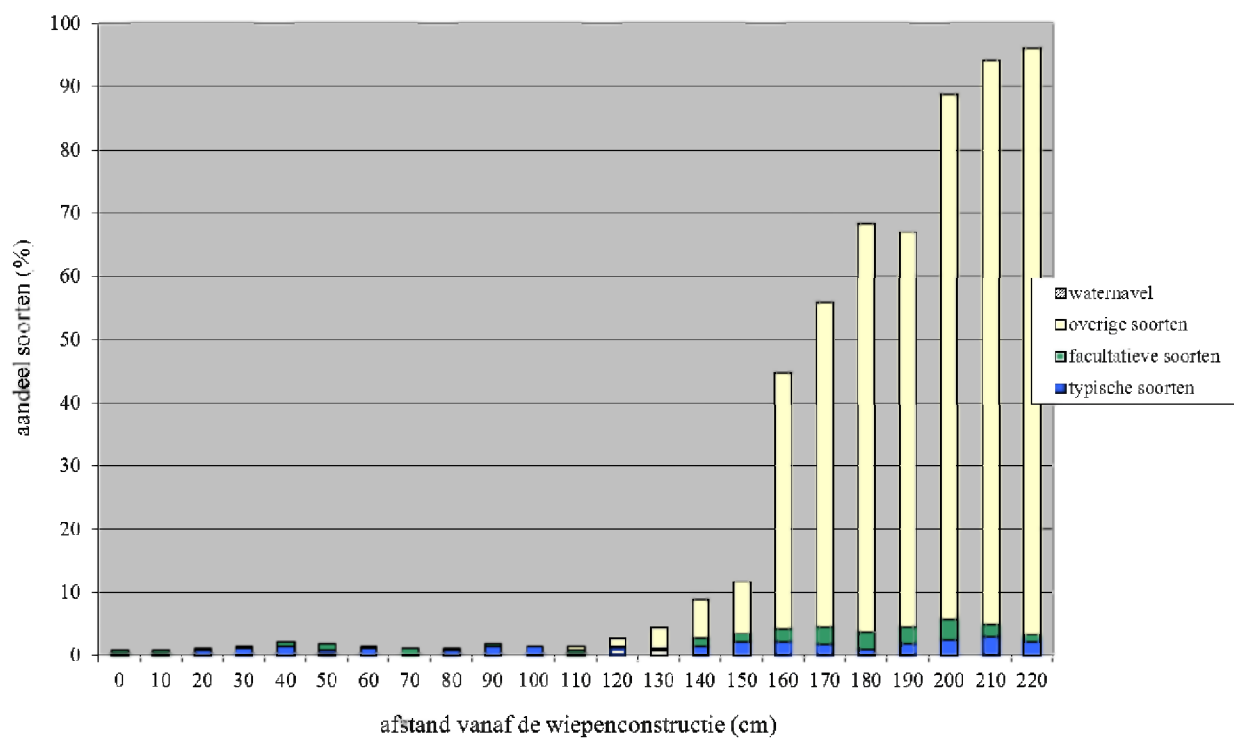


Stroomafwaarts Heirbaanbrug (RO): palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen

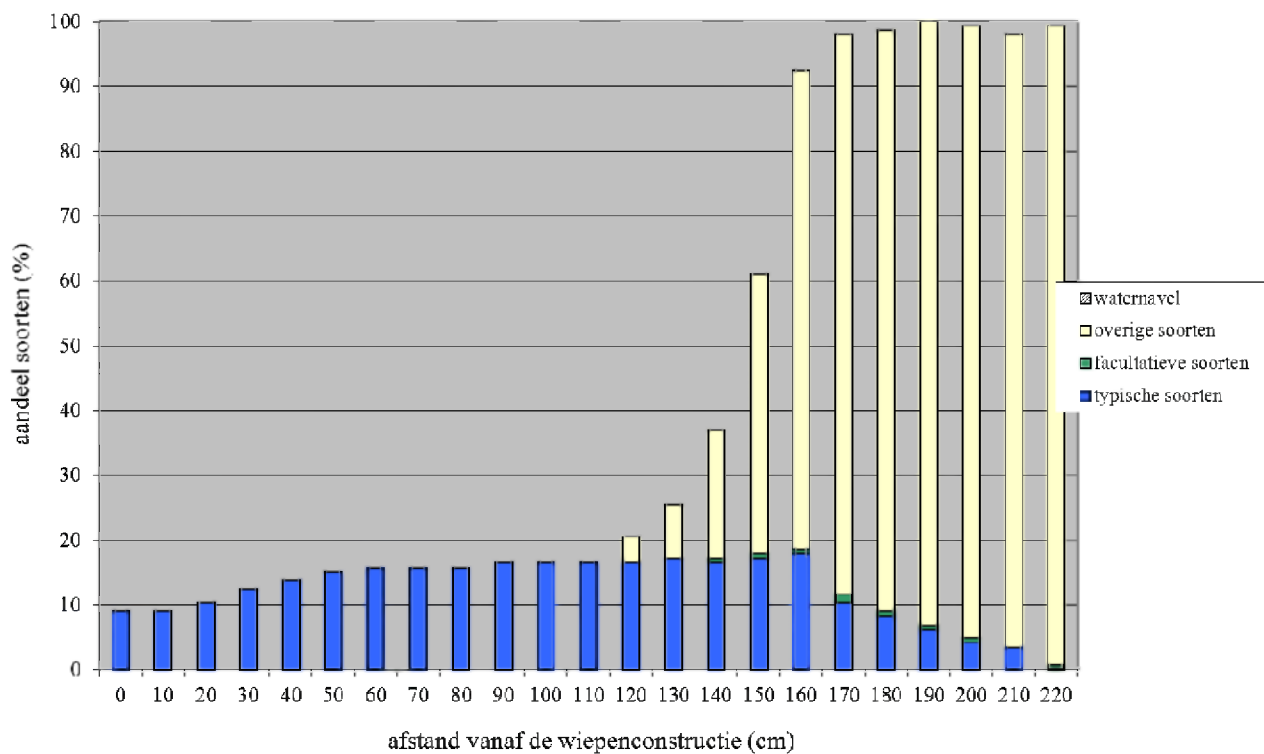
2008



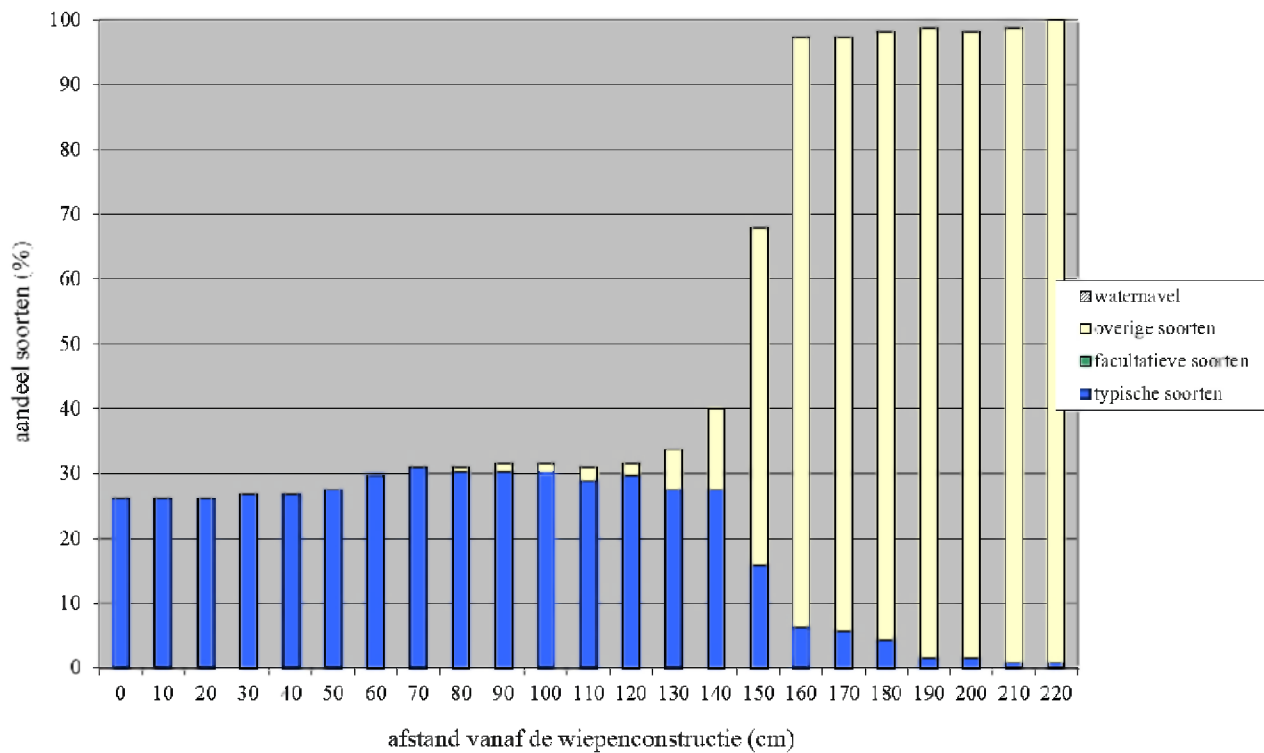
2010



2008



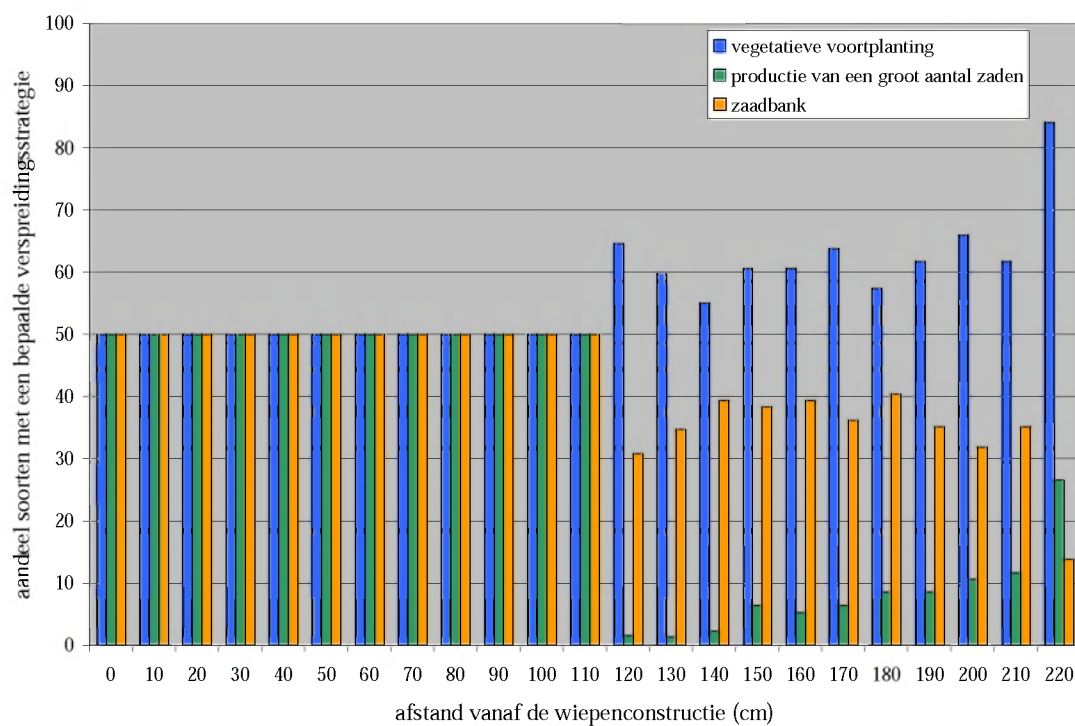
2010



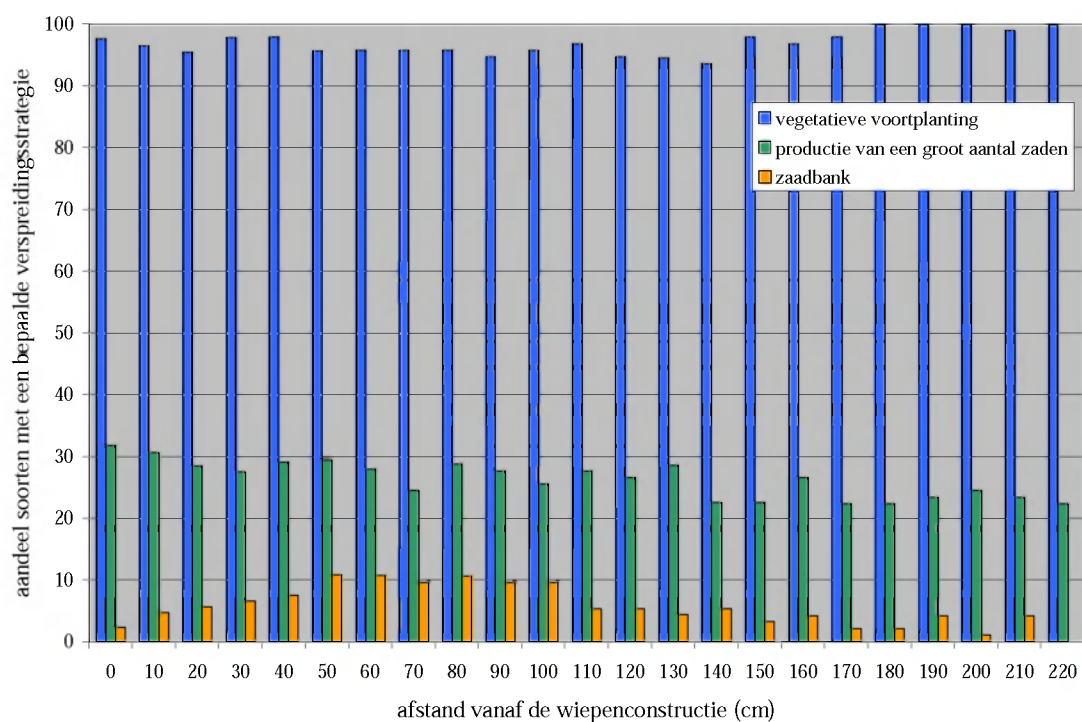
Bijlage 3. Verspreidingsstrategieën

Terwestbrug/Kalvebrug: palen met wiepen zonder plasbermen

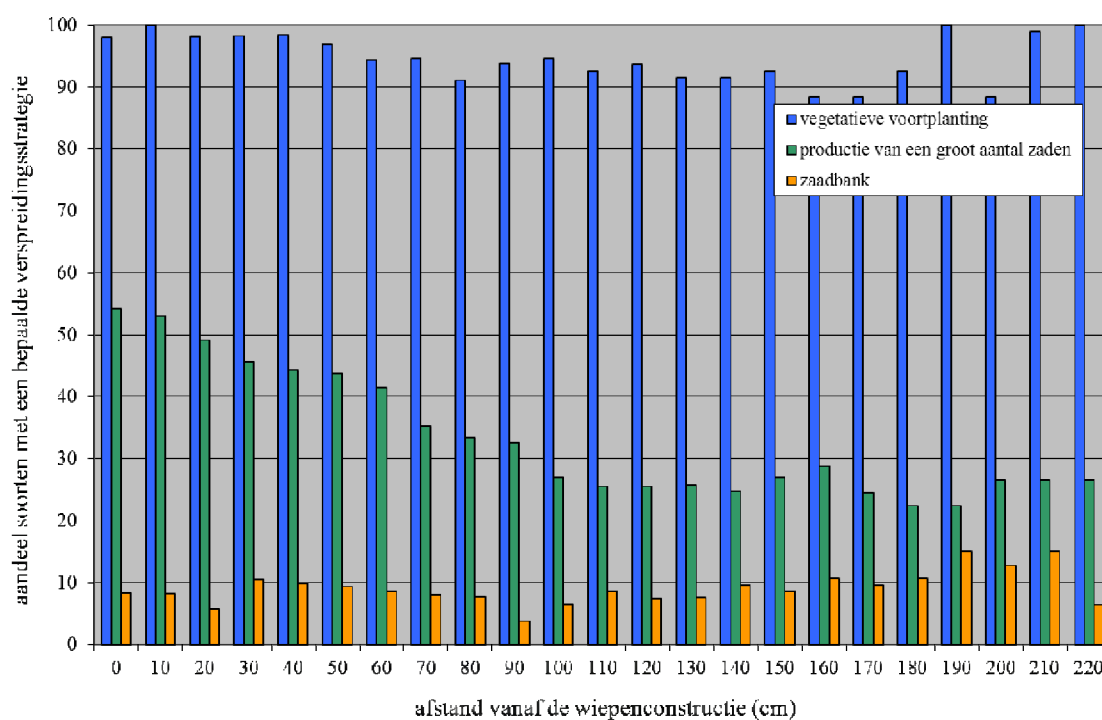
2005



2007

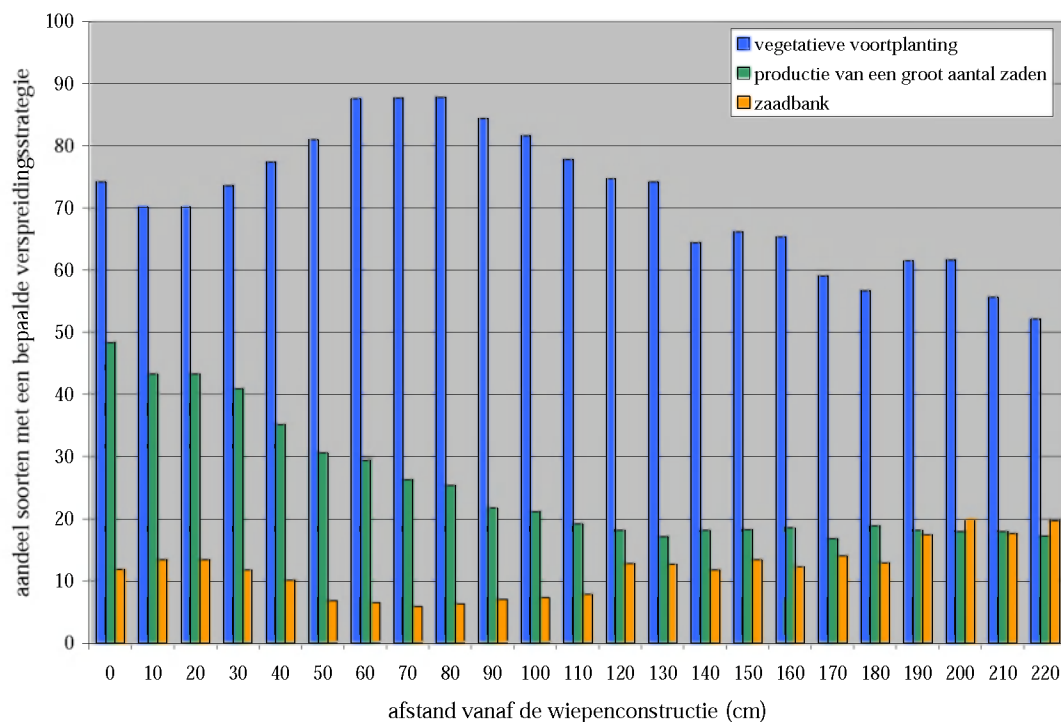


2010

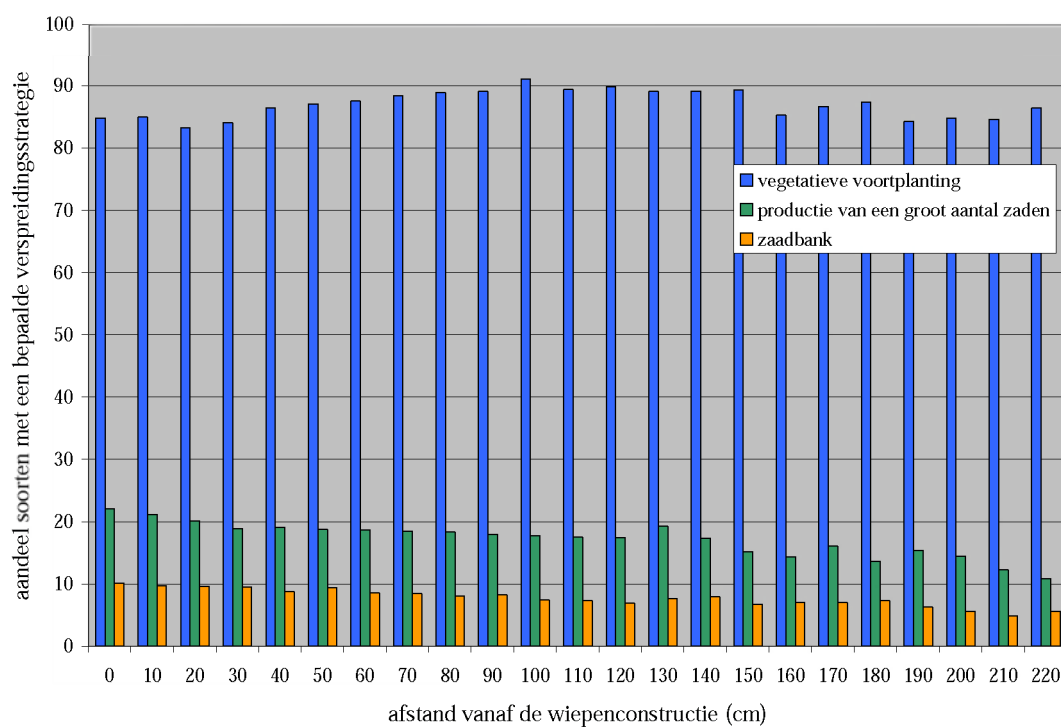


Dambrug/Spoorwegbrug suikerfabriek (LO): palen met wiepen zonder plasbermen

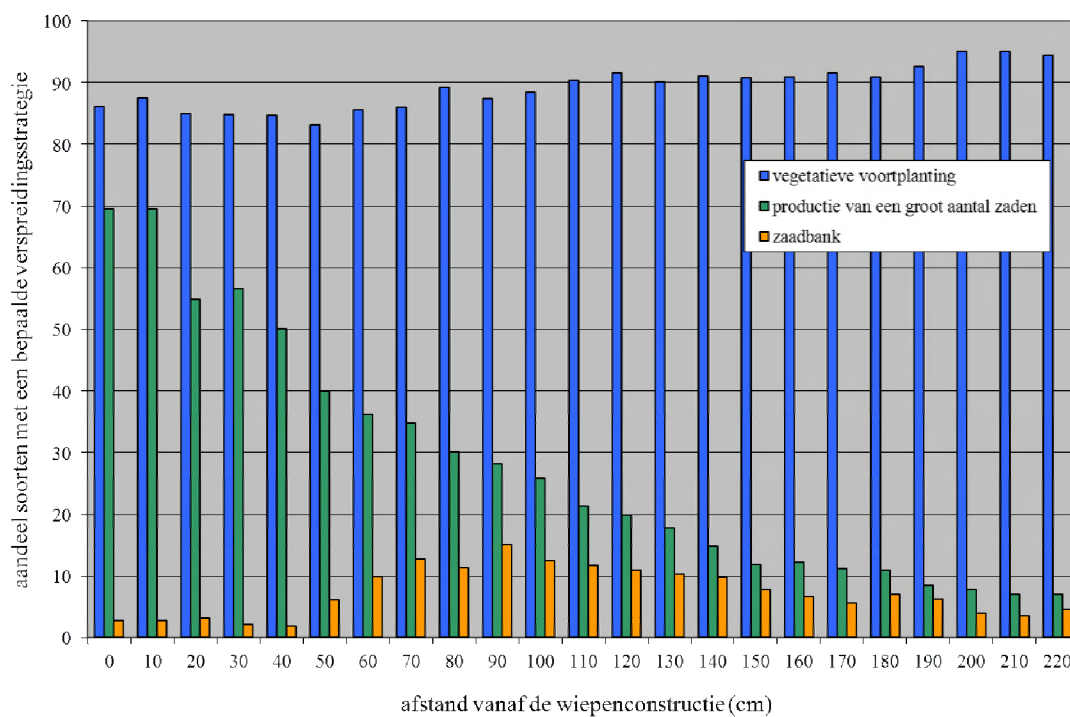
2006



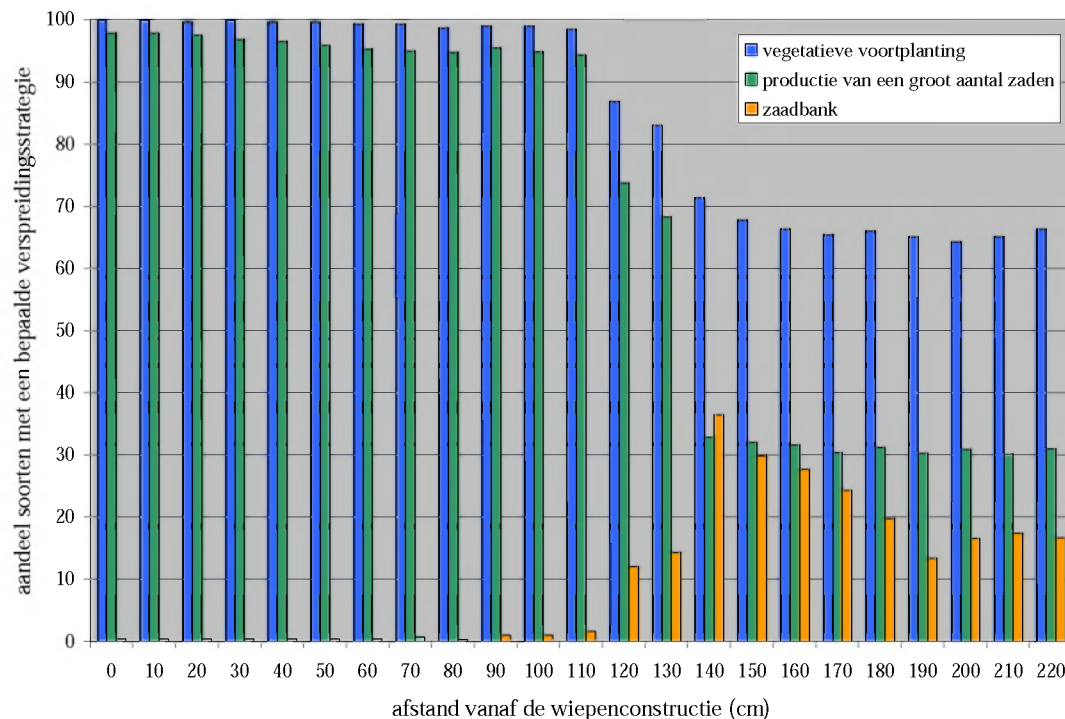
2008



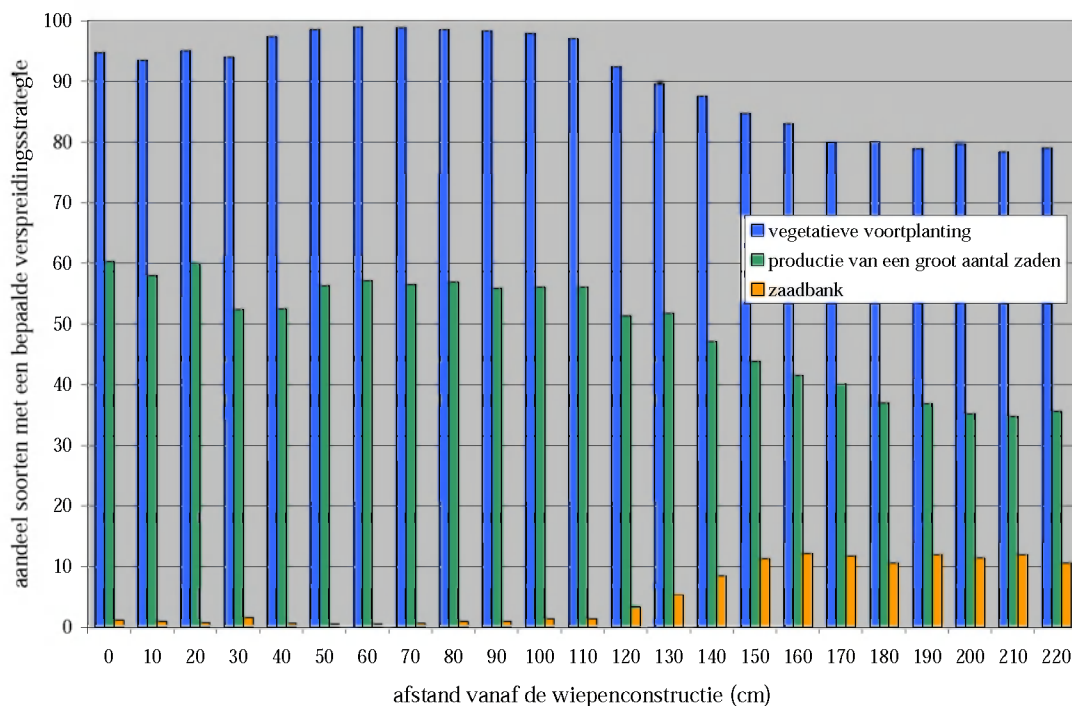
2010



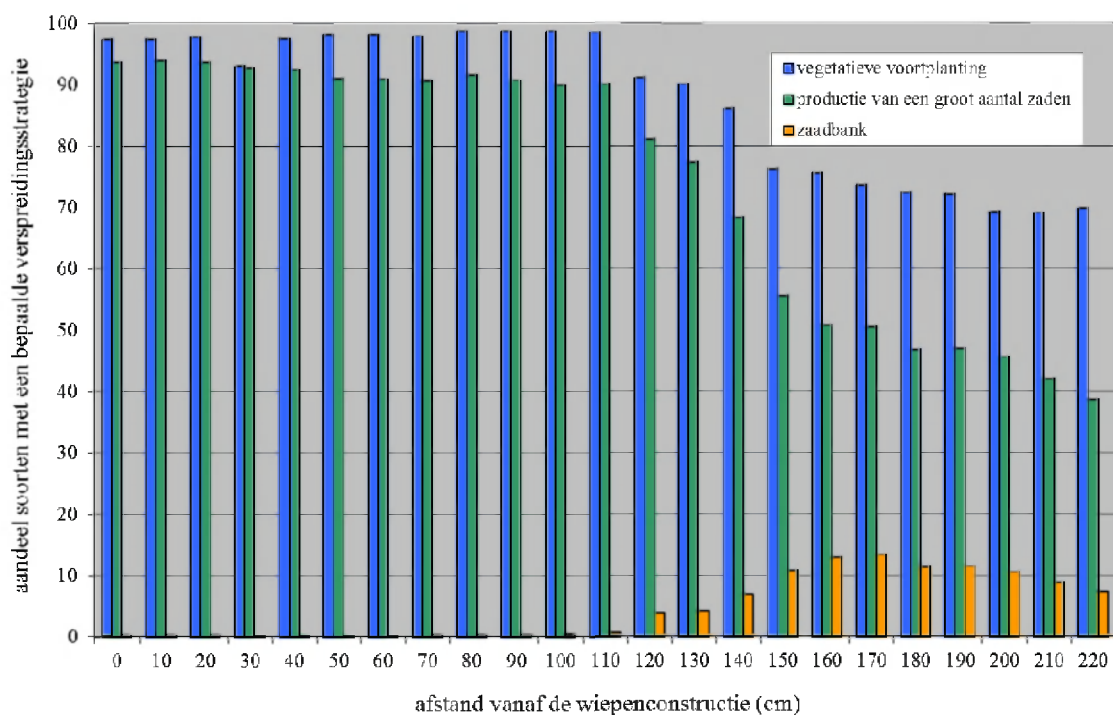
2005



2007

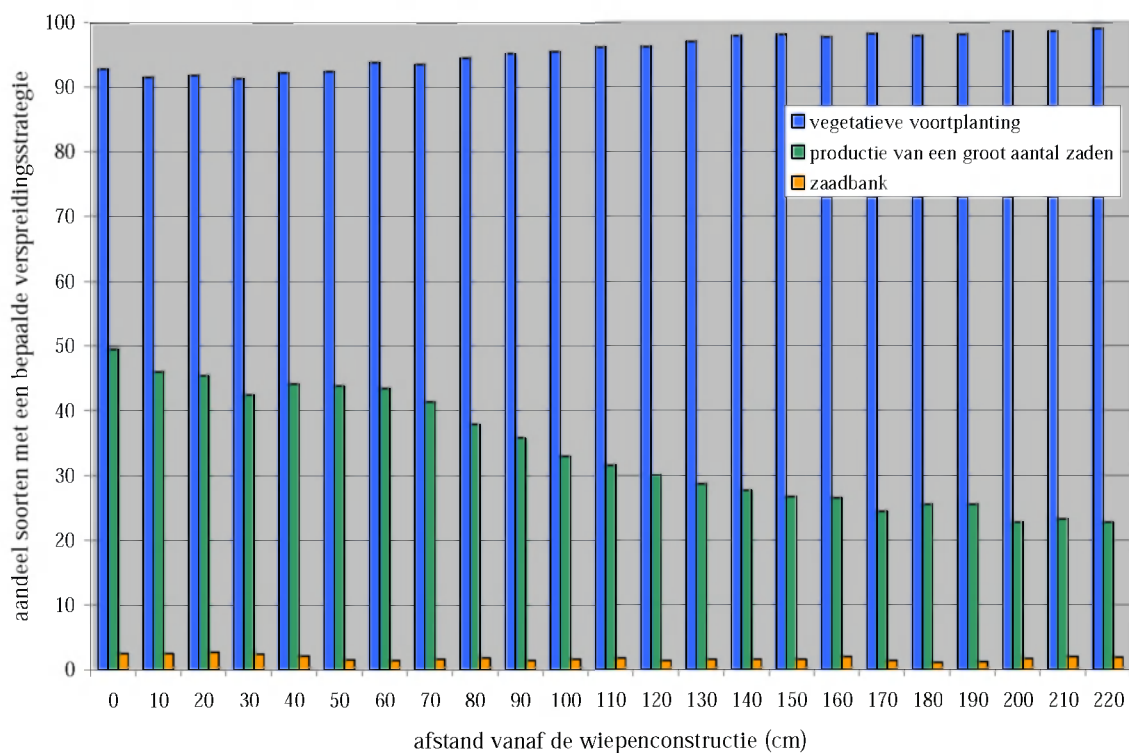


2010

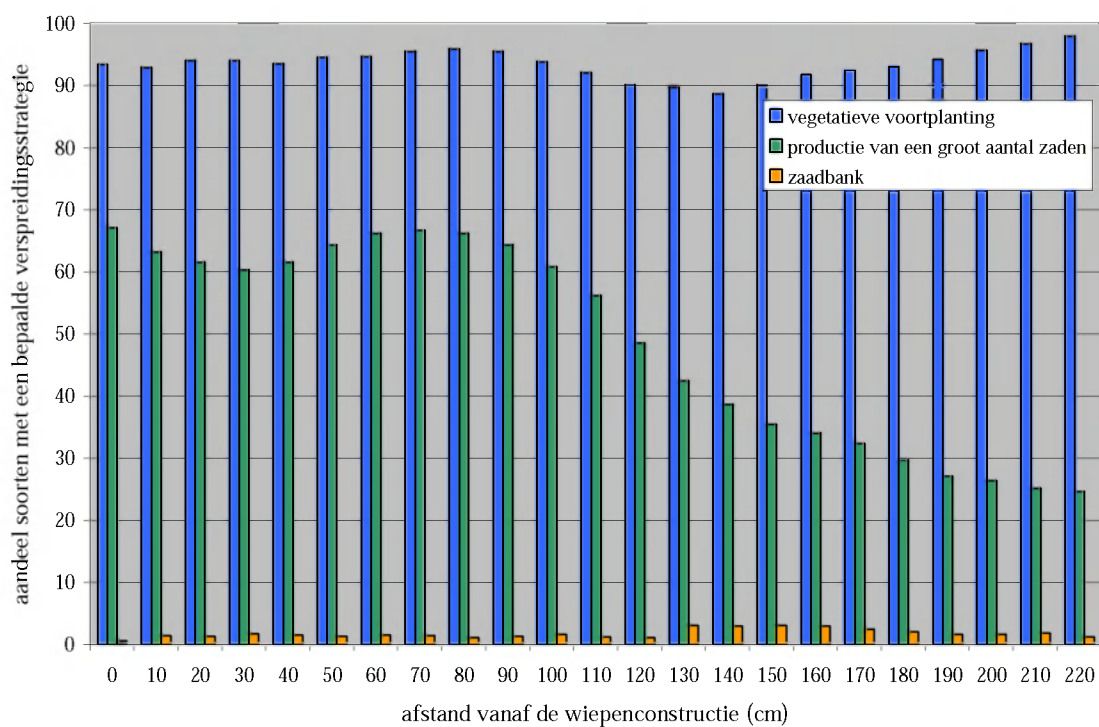


Kanaal van Stekene/Sinaaibrug (RO): palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen

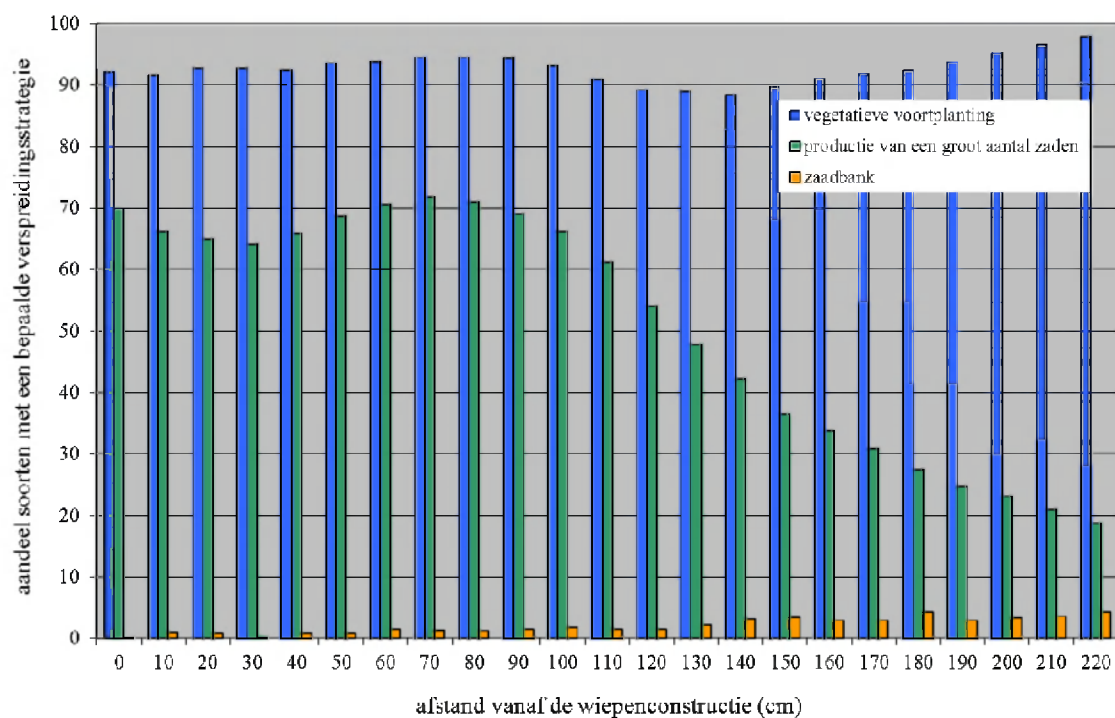
2005



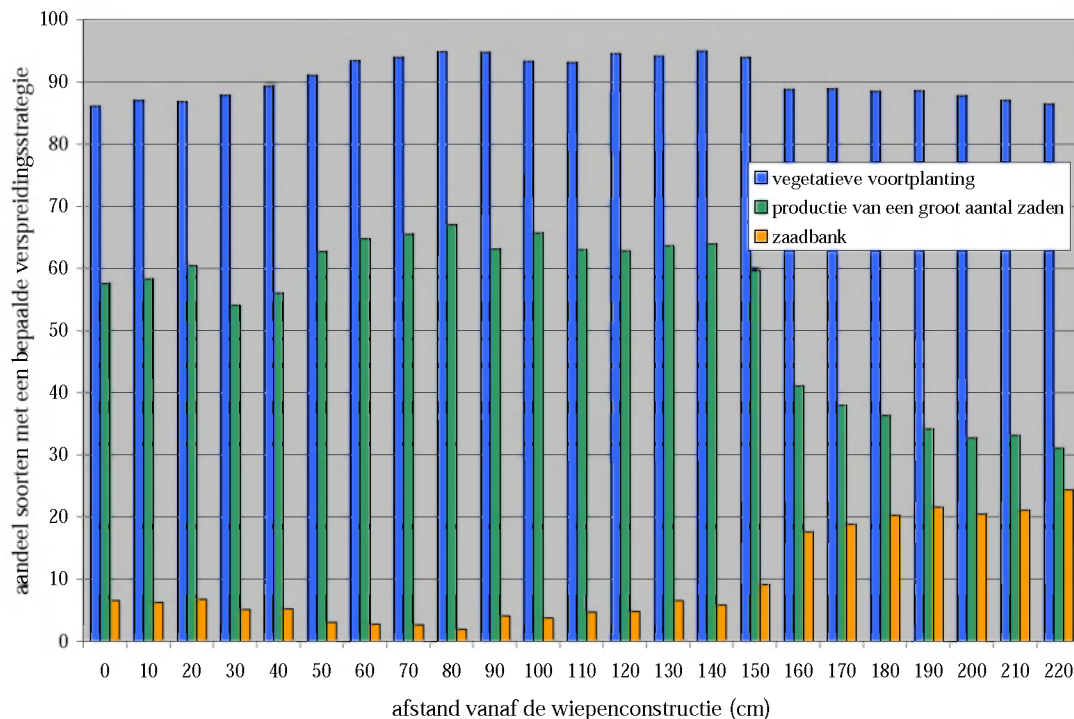
2007



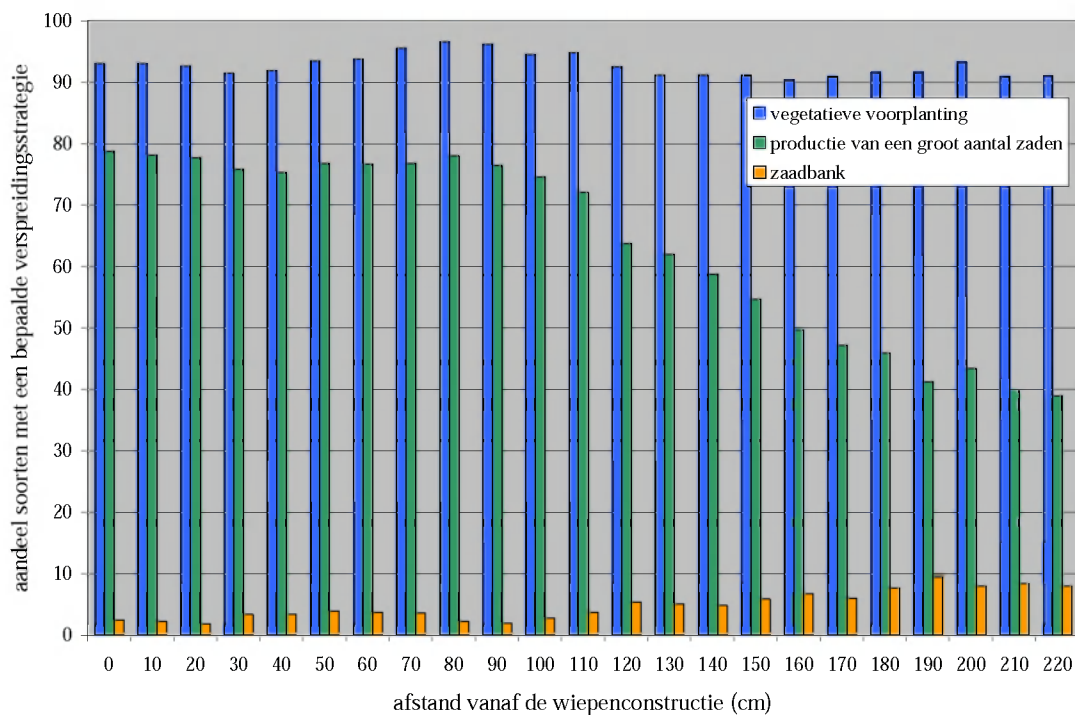
2010



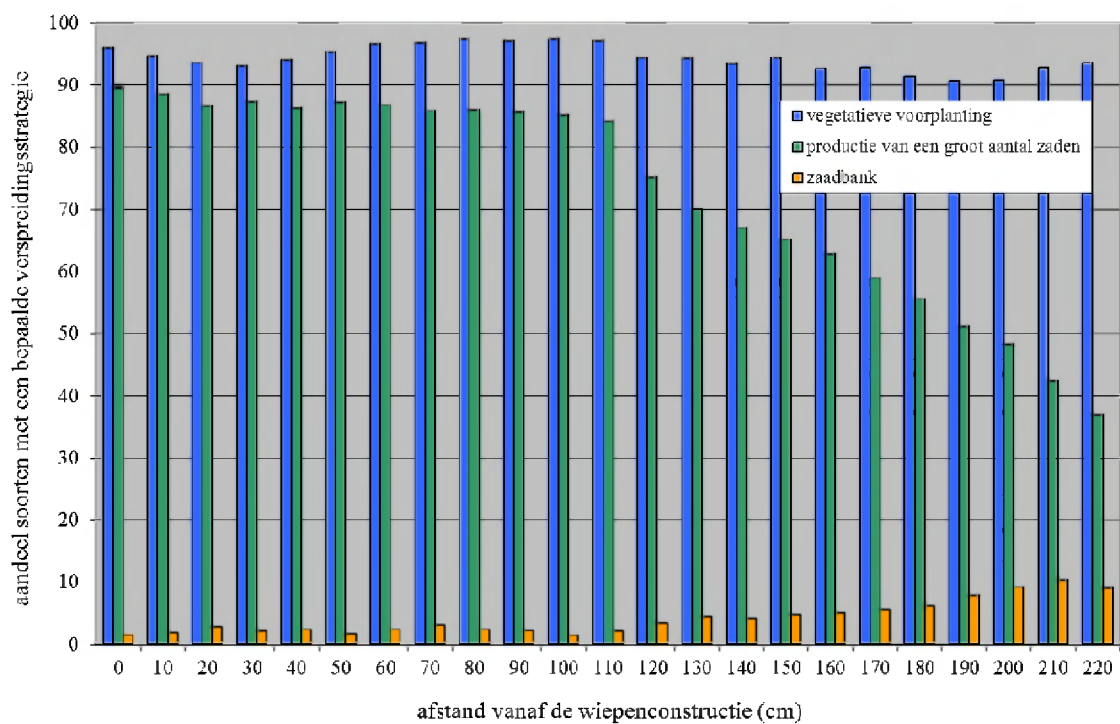
2005



2007

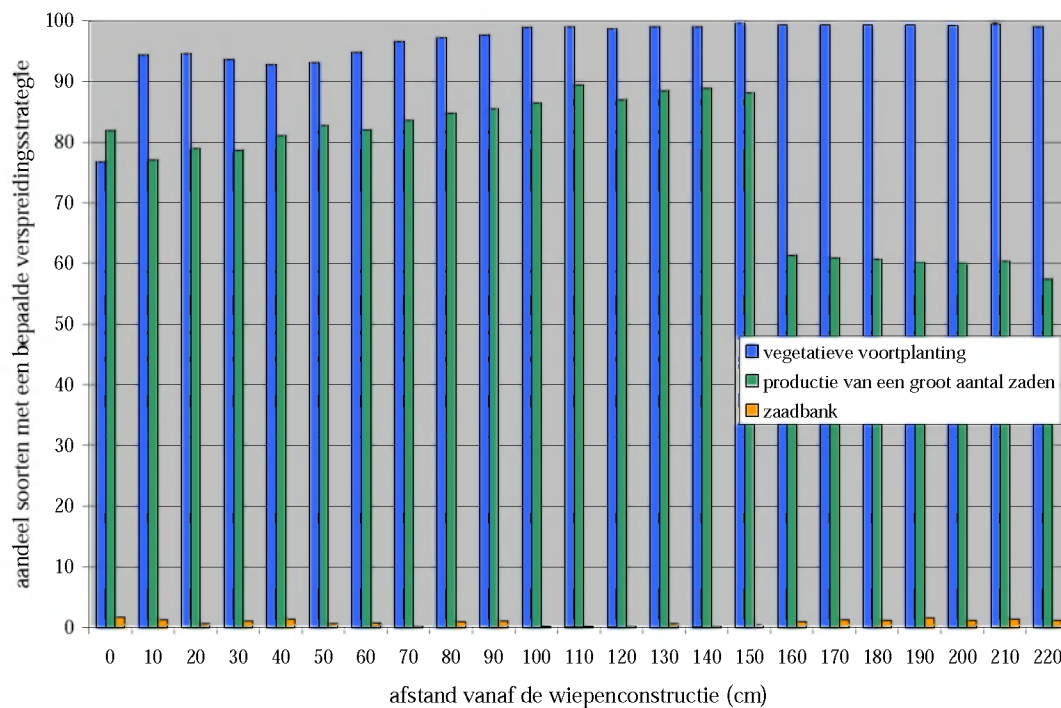


2010

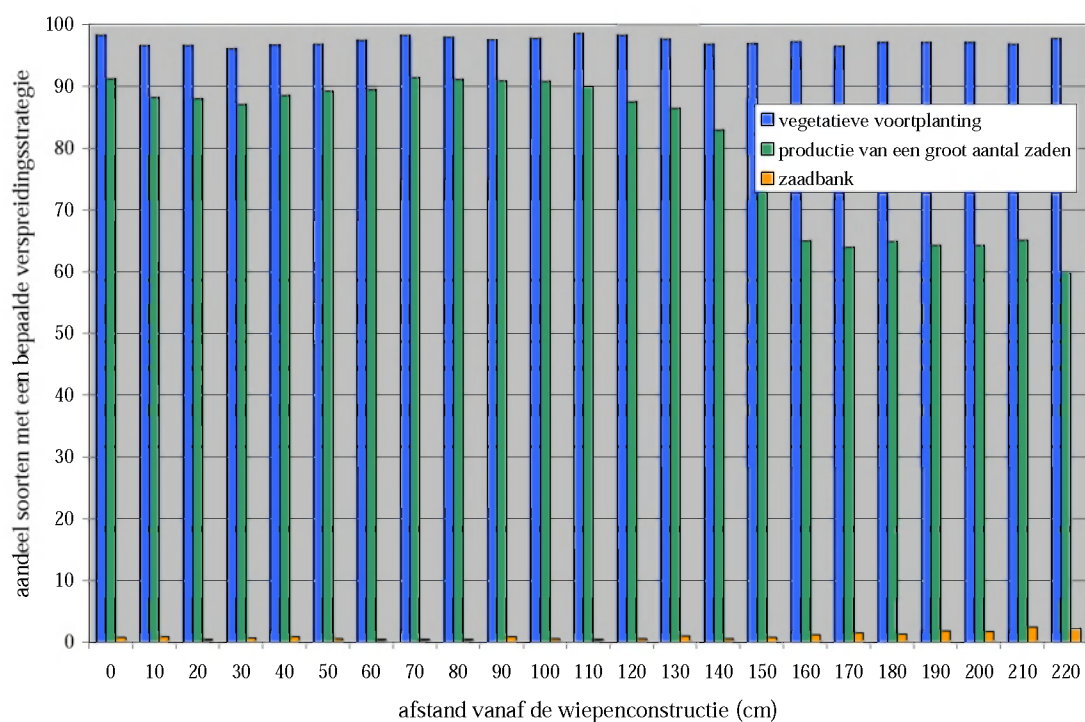


Daknambrug/Pieter Heydensveer (RO): palen met wiepen en plasbermen + kokosrollen

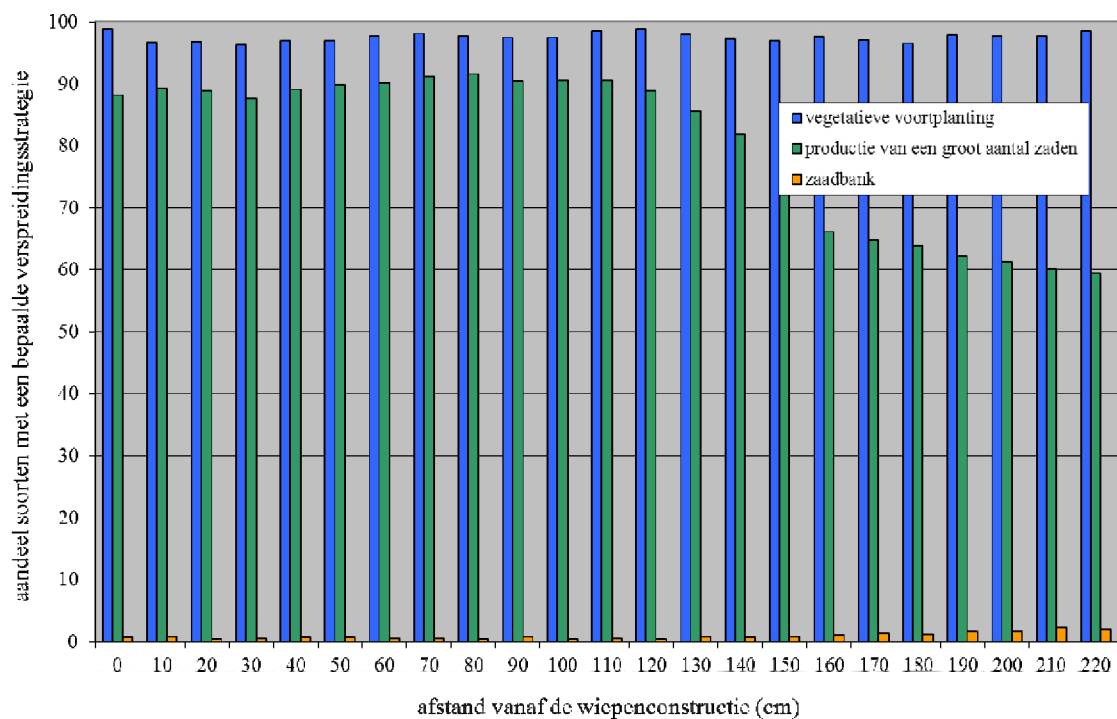
2005



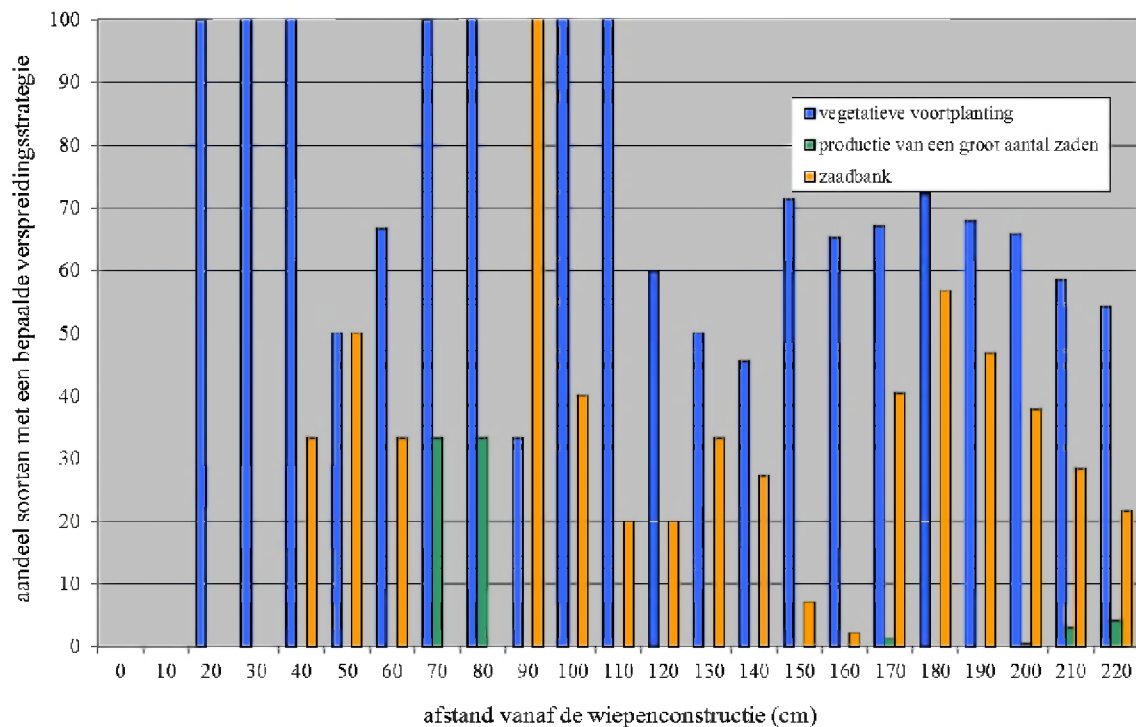
2007



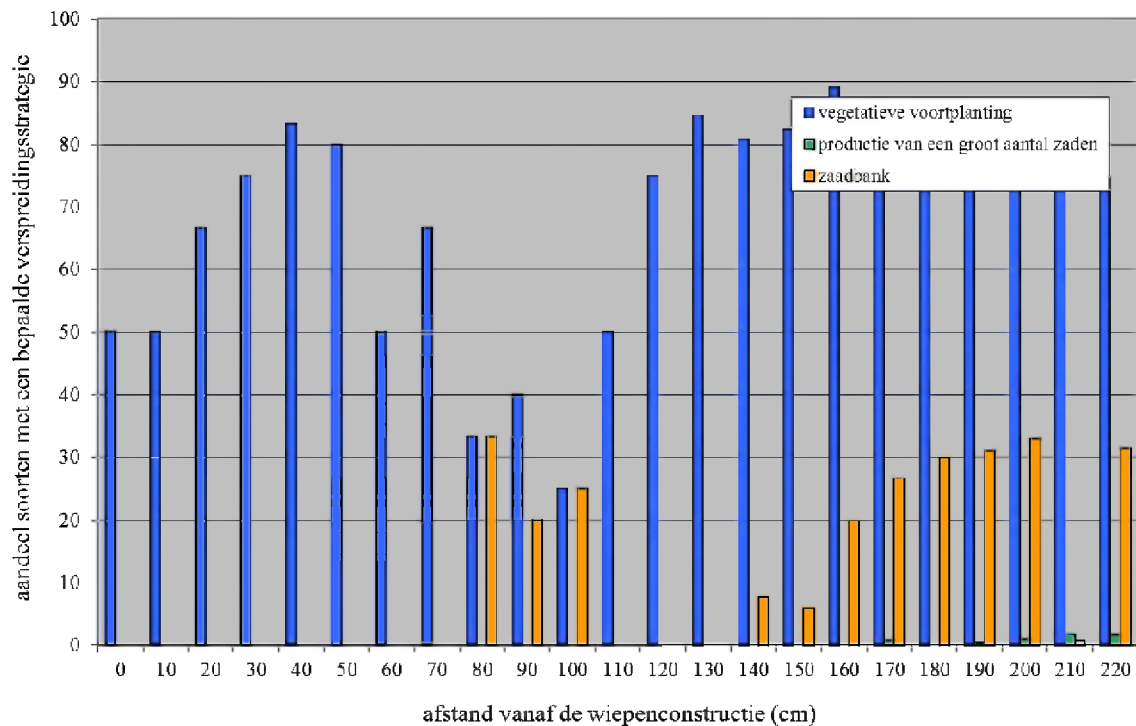
2010



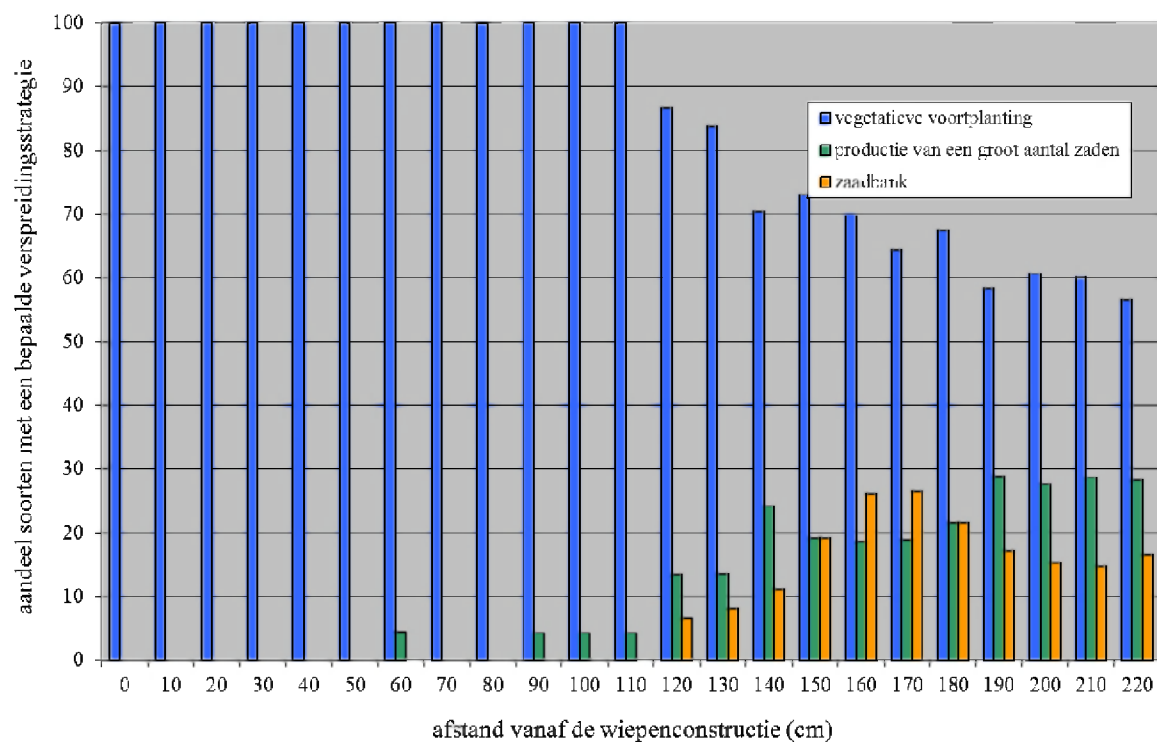
2008



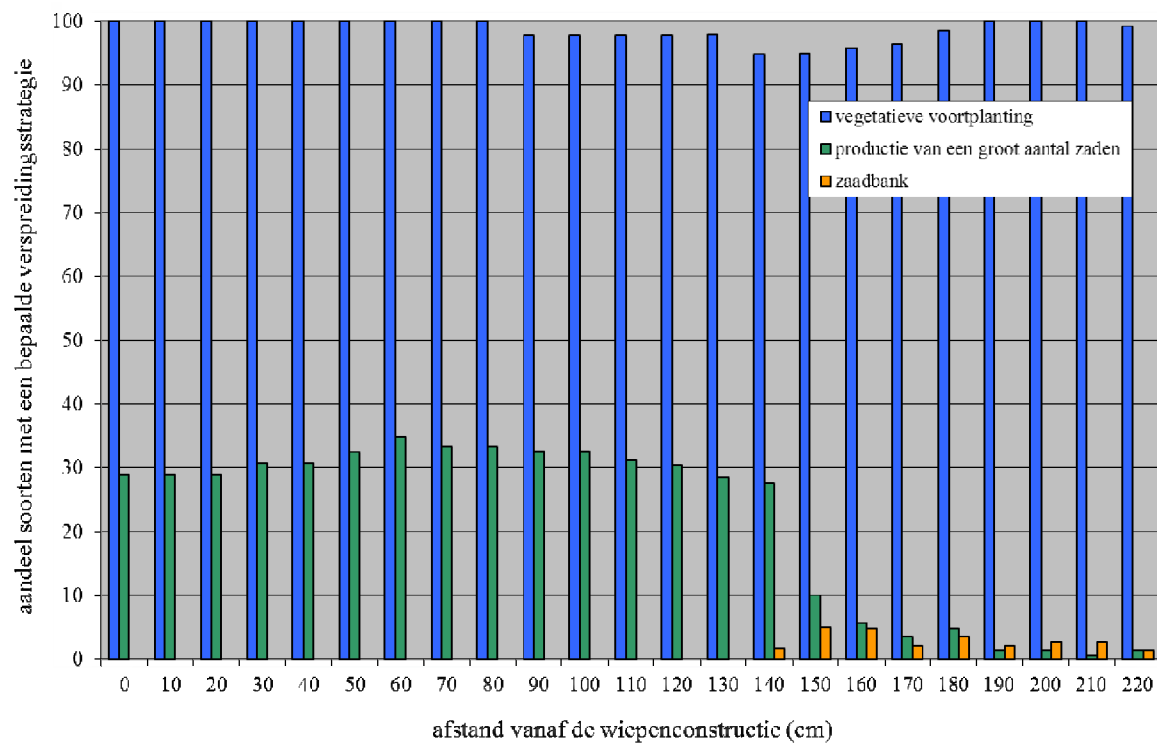
2010



2008



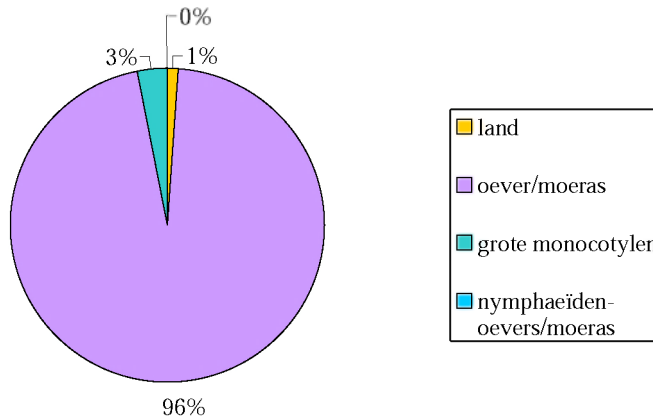
2010



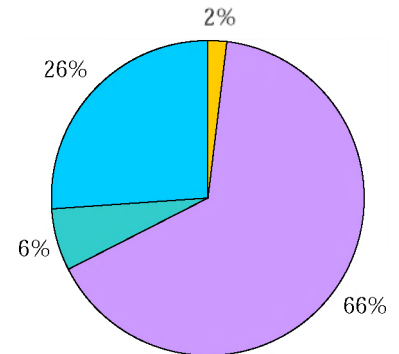
Bijlage 4. Groeivormen

Locatie Lg1 (Dambrug-Spoorwegbrug suikerfabriek LO)-palen en wiepen zonder plasbermen:
Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren

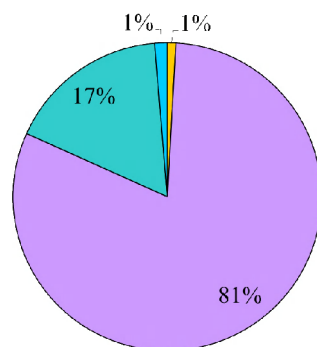
2006



2008

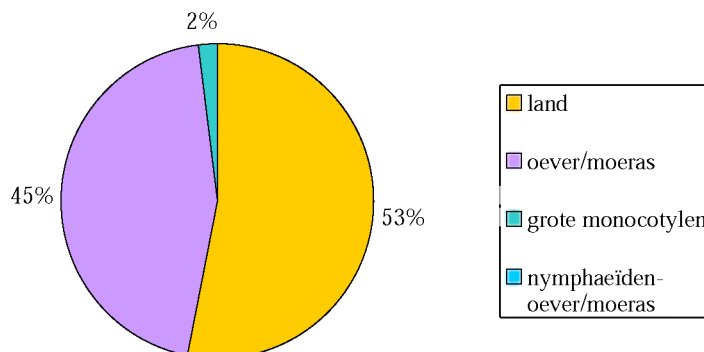


2010

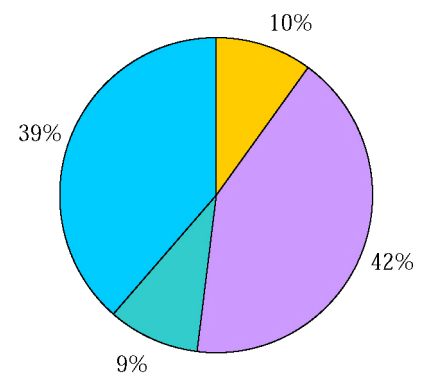


Locatie Pg1 (Coudenbormbrug-kanaal van Stekene LO-deel 2): Evaluatie: van ontoereikend naar matig ecologisch functioneren

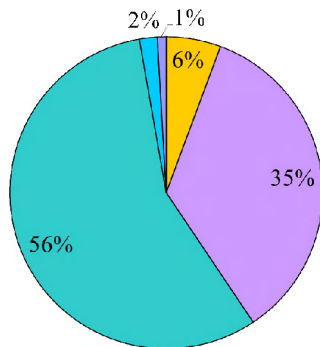
2005



2007

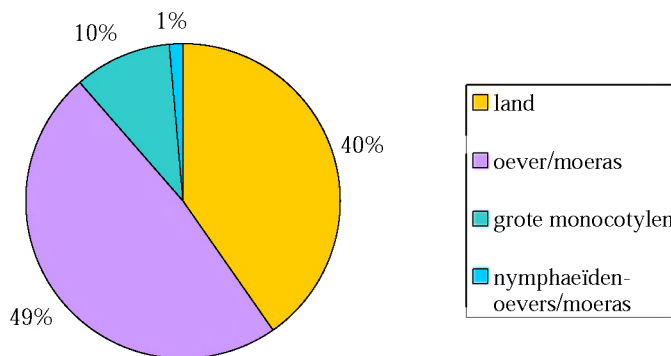


2010

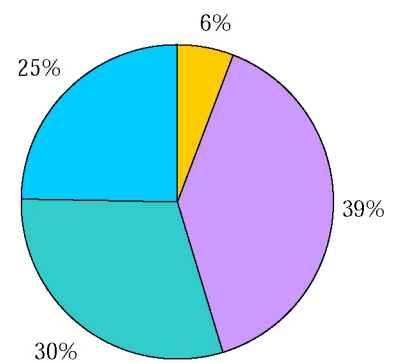


Locatie Pg2 (Coudenbormbrug-kanaal van Stekene LO-deel 2): Evaluatie: matig ecologisch functioneren

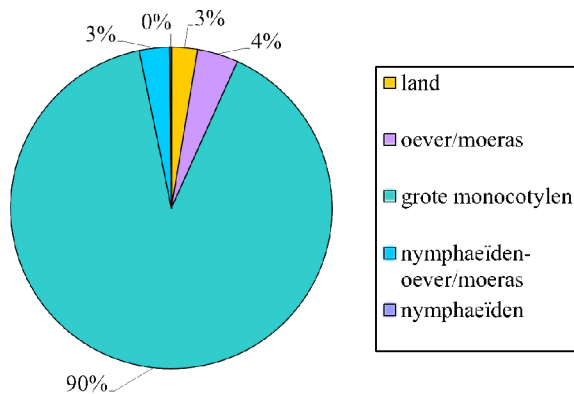
2005



2007

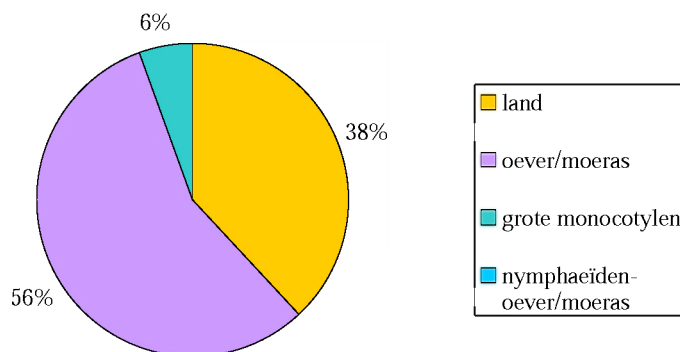


2010

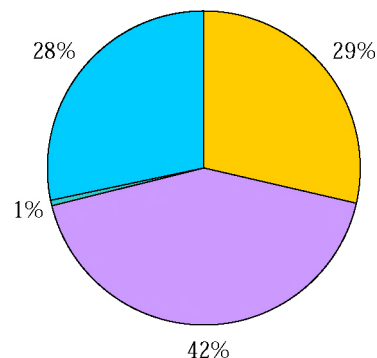


Locatie Pg3 (Coudenbormbrug-kanaal van Stekene LO-deel 2): Evaluatie: van ontoereikend naar matig ecologisch functioneren

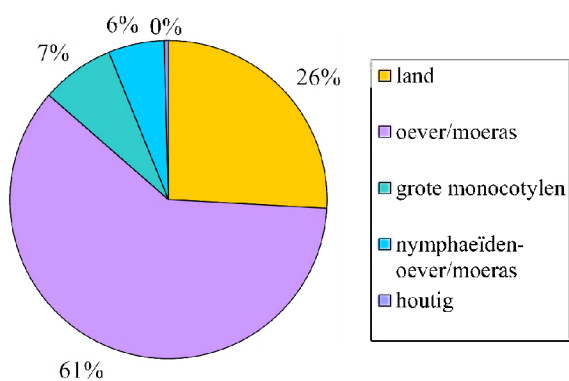
2005



2007

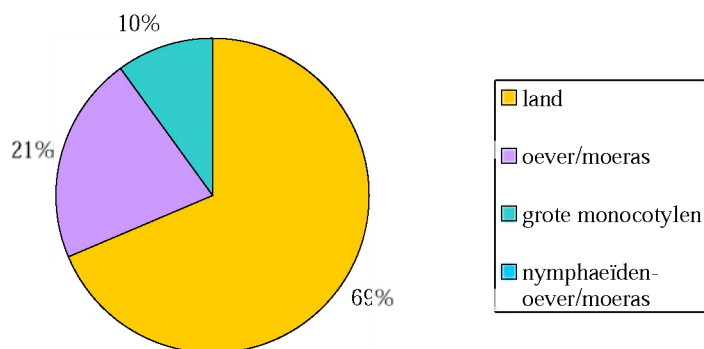


2010

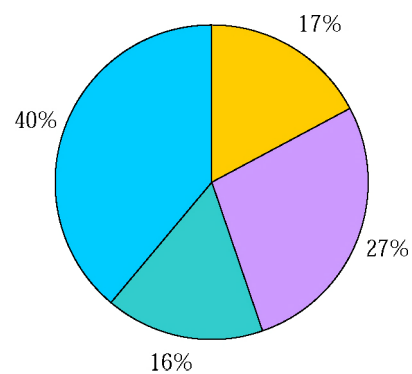


Locatie Pg4 (Coudenbormbrug-kanaal van Stekene LO-deel 2): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren

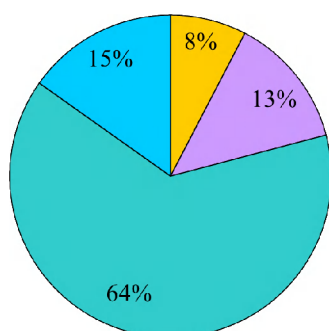
2005



2007

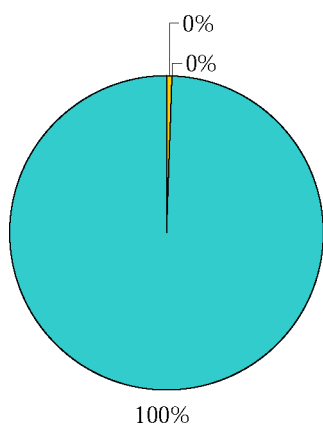


2010

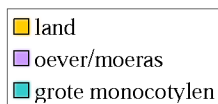
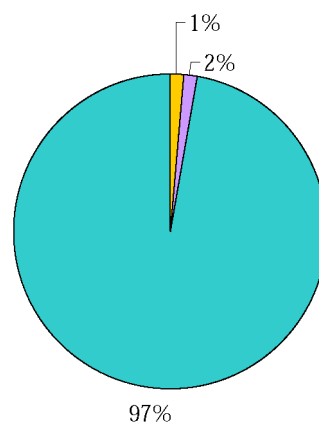


Locatie Pri1 (Coudenbormbrug-kanaal van Stekene LO-deel 2): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren

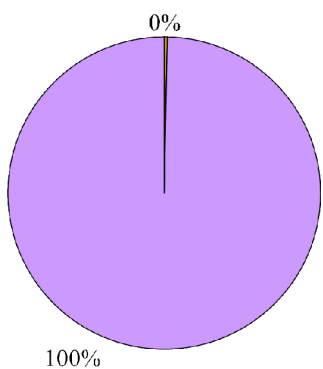
2005



2007

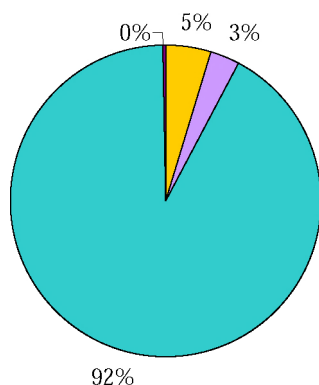


2010

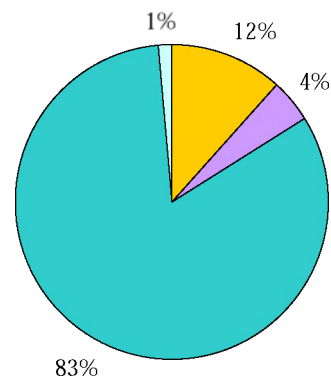


Locatie Pri2 (Coudenbormbrug-kanaal van Stekene LO-deel 2): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren

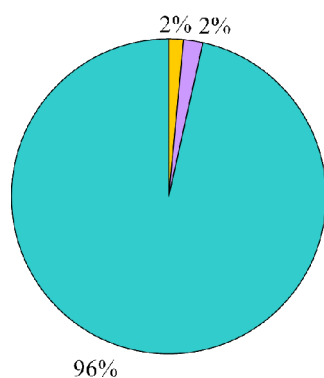
2005



2007

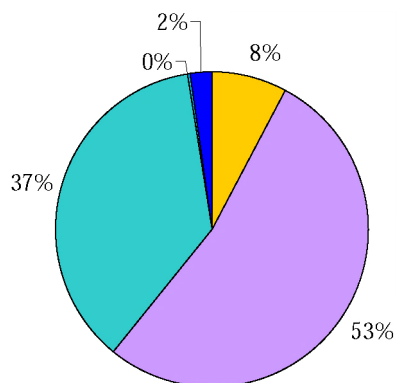


2010

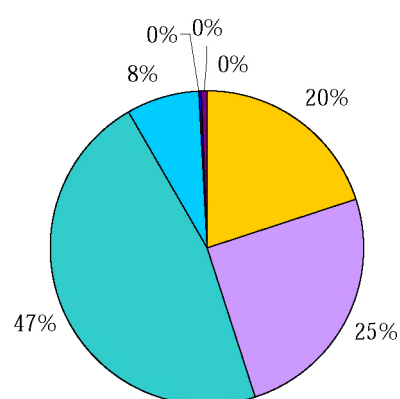


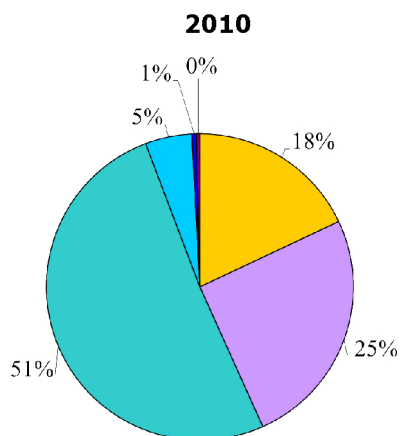
Locatie Rm1 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: van goed naar goed ecologisch functioneren

2005

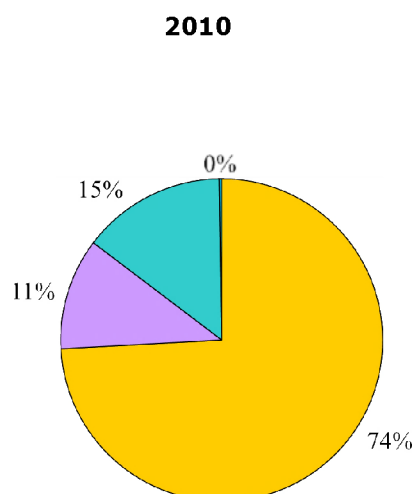
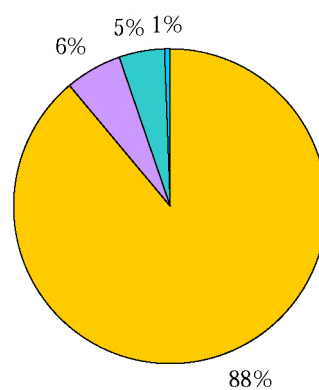
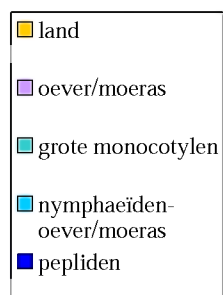
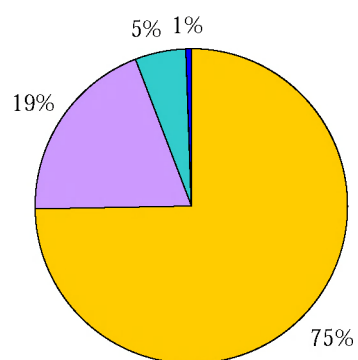


2007

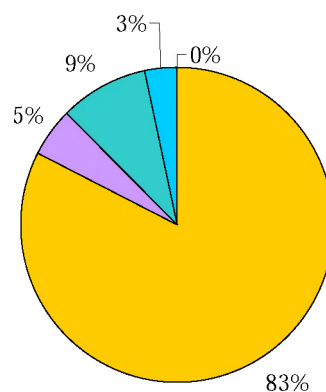
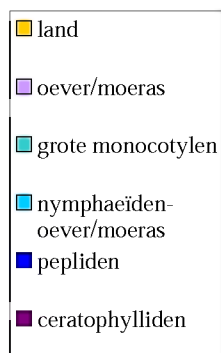
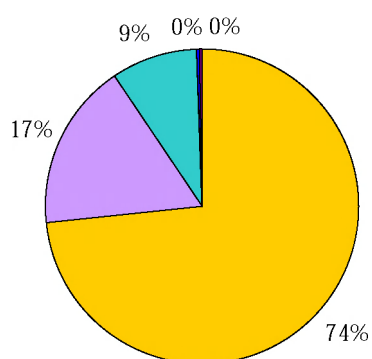




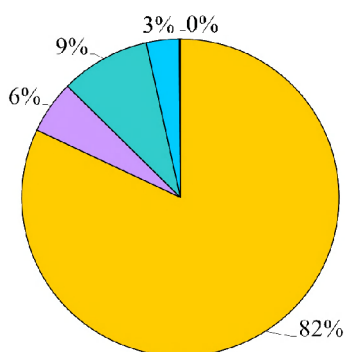
Locatie Rn1 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren



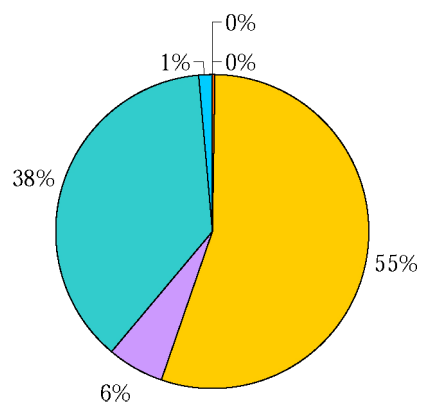
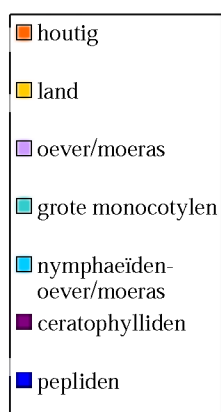
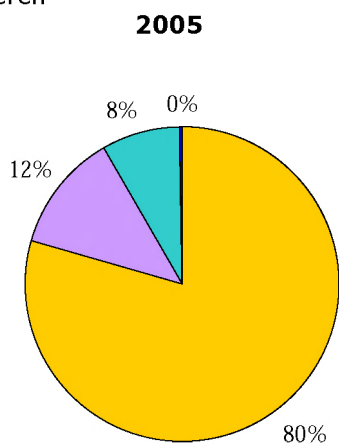
Locatie Rn2 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: matig ecologisch functioneren



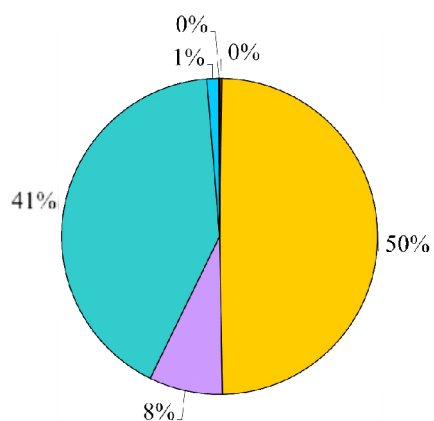
2010



Locatie Rn3 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: van matig naar goed ecologisch functioneren

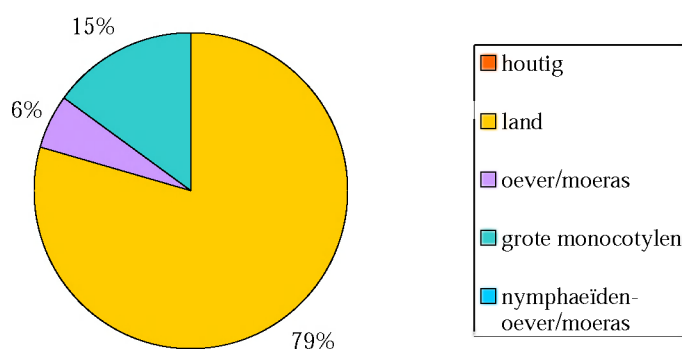


2010

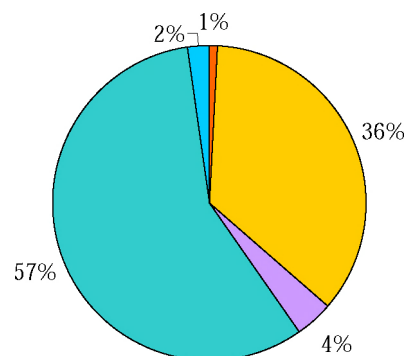


Locatie Rn4 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: van ontoereikend naar matig ecologisch functioneren

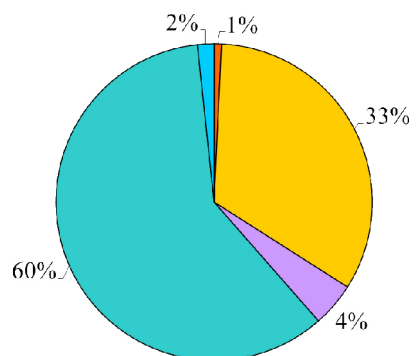
2005



2007

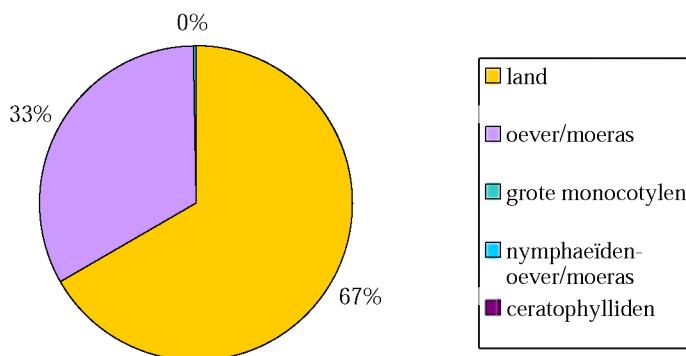


2010

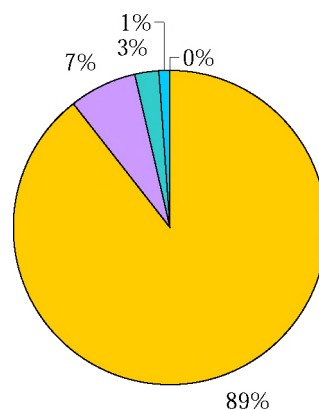


Locatie Rn5 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: van ontoereikend naar matig ecologisch functioneren

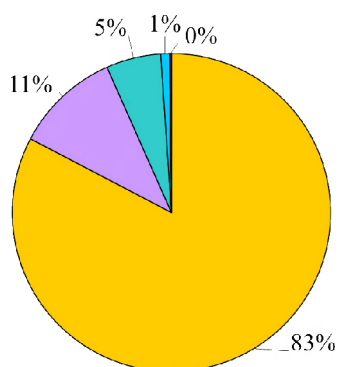
2005



2007

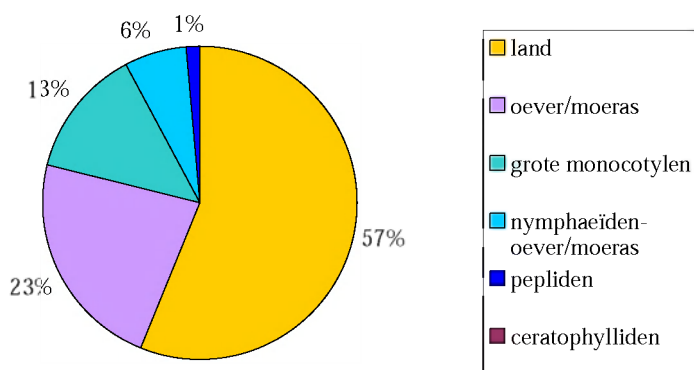


2010

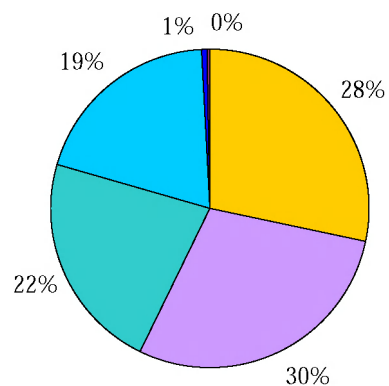


Locatie Rn6 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: matig ecologisch functioneren

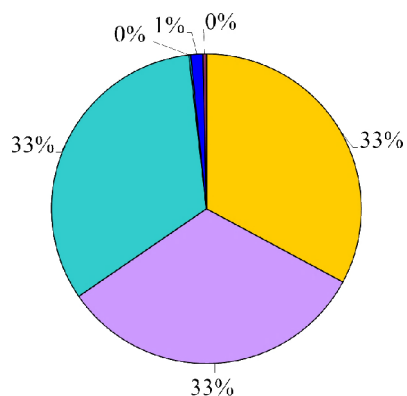
2005



2007

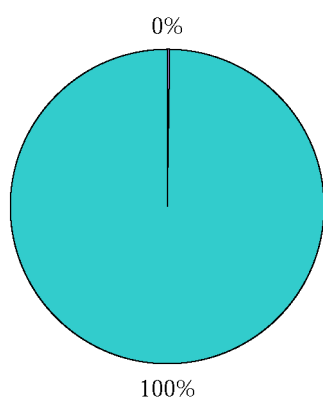


2010

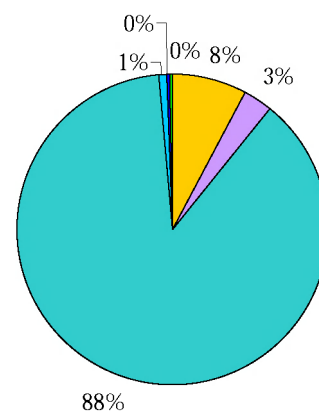


Locatie Rri1 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: van ontoereikend naar goed ecologisch functioneren

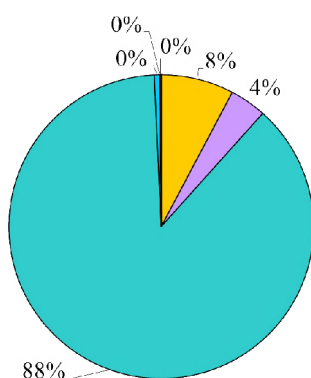
2005



2007

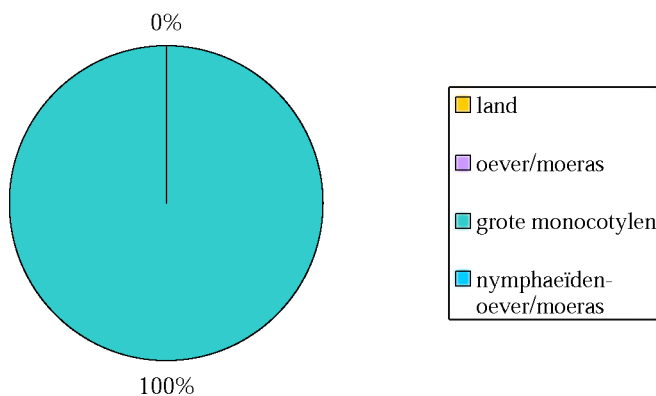


2010

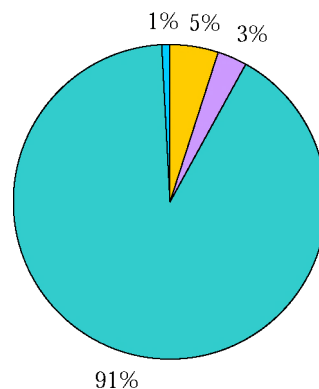


Locatie Rri2 (Kanaal van Stekene-Sinaaibrug RO): Evaluatie: van slecht naar ontoereikend ecologisch functioneren

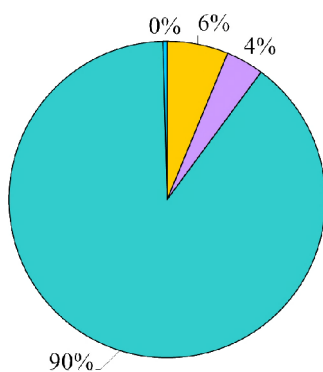
2005



2007

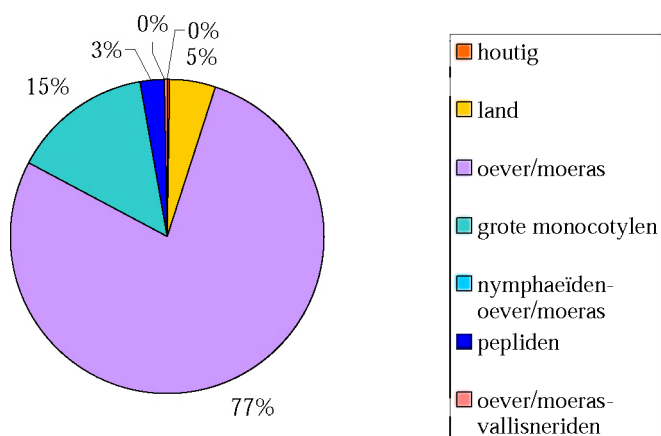


2010

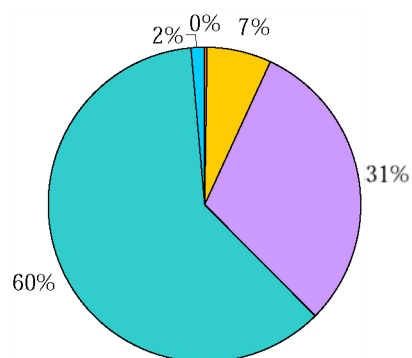


Locatie Xm1 (Pieter Heydensveer-Daknambrug LO): Evaluatie: van goed naar matig ecologisch functioneren

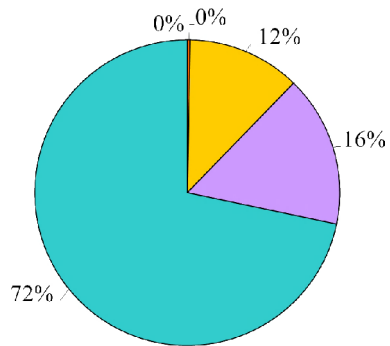
2005



2007

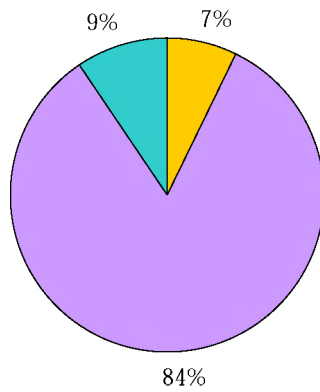


2010

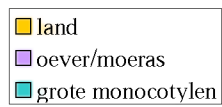
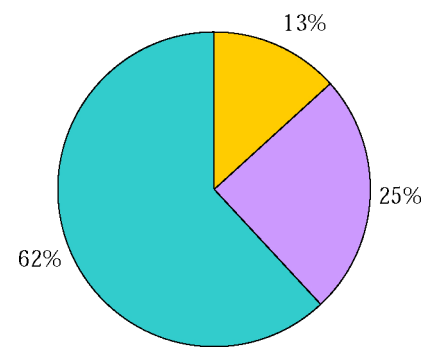


Locatie Xm2 (Pieter Heydensveer-Daknambrug LO): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren

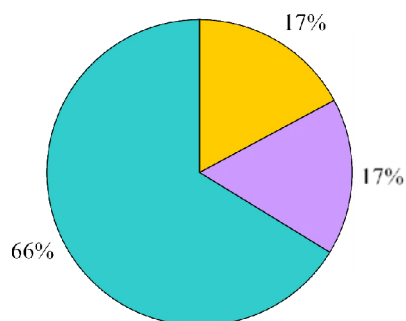
2005



2007

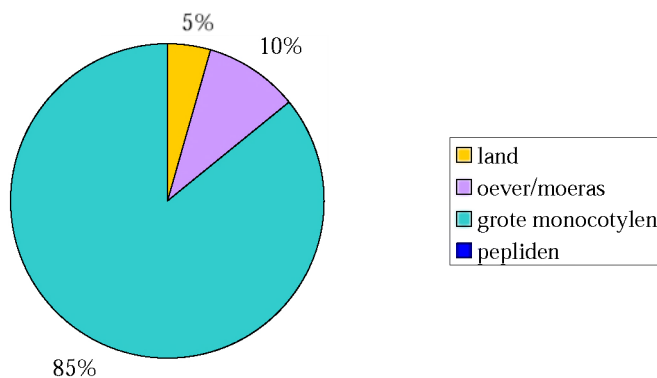


2010

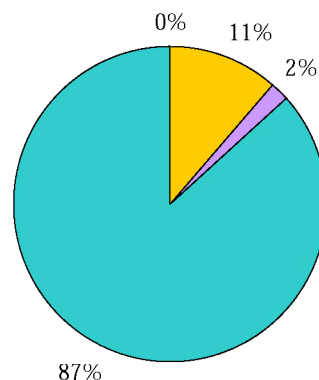


Locatie Xri1 (Pieter Heydensveer-Daknambrug LO): Evaluatie: van ontoereikend naar matig ecologisch functioneren

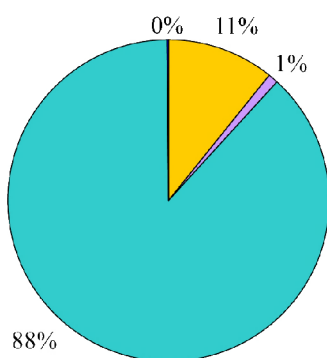
2005



2007

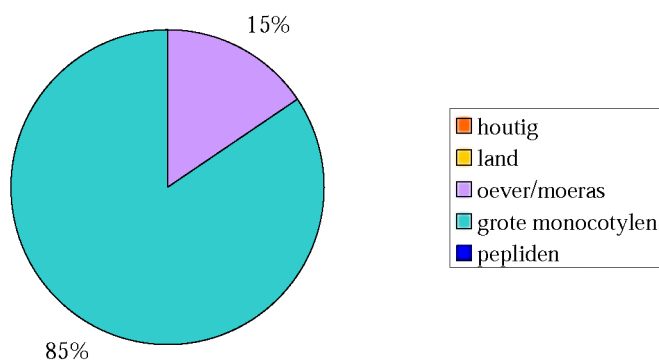


2010

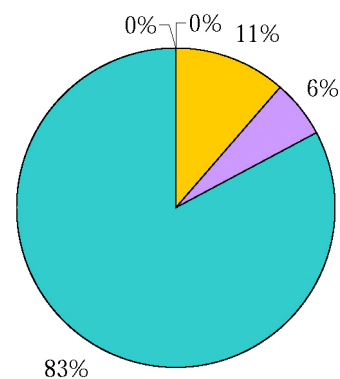


Locatie Xri2 (Pieter Heydensveer-Daknambrug LO): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren

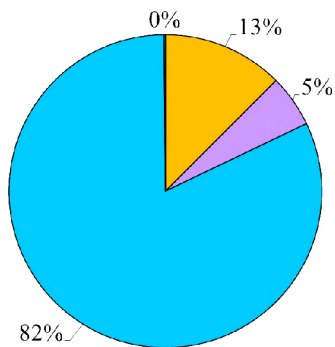
2005



2007

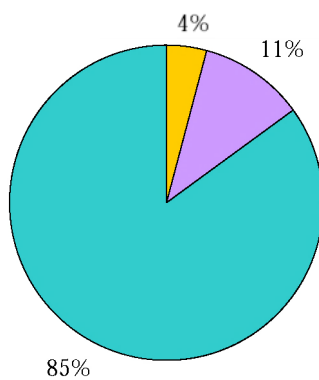


2010

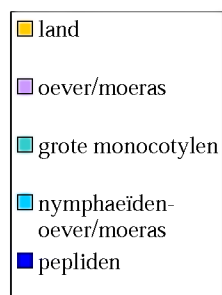
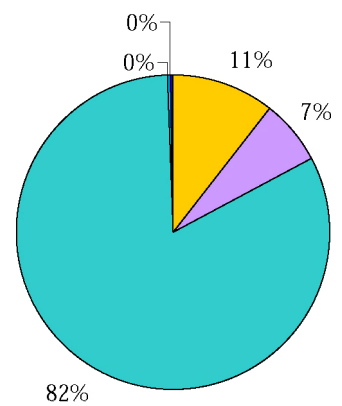


Locatie Zm1 (Pieter Heydensveer-Daknambrug RO): Evaluatie: van ontoereikend naar matig ecologisch functioneren

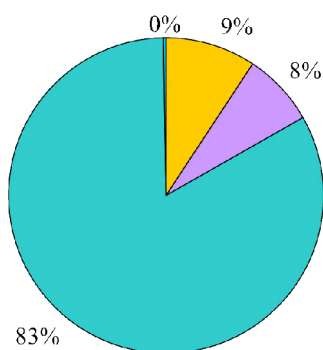
2005



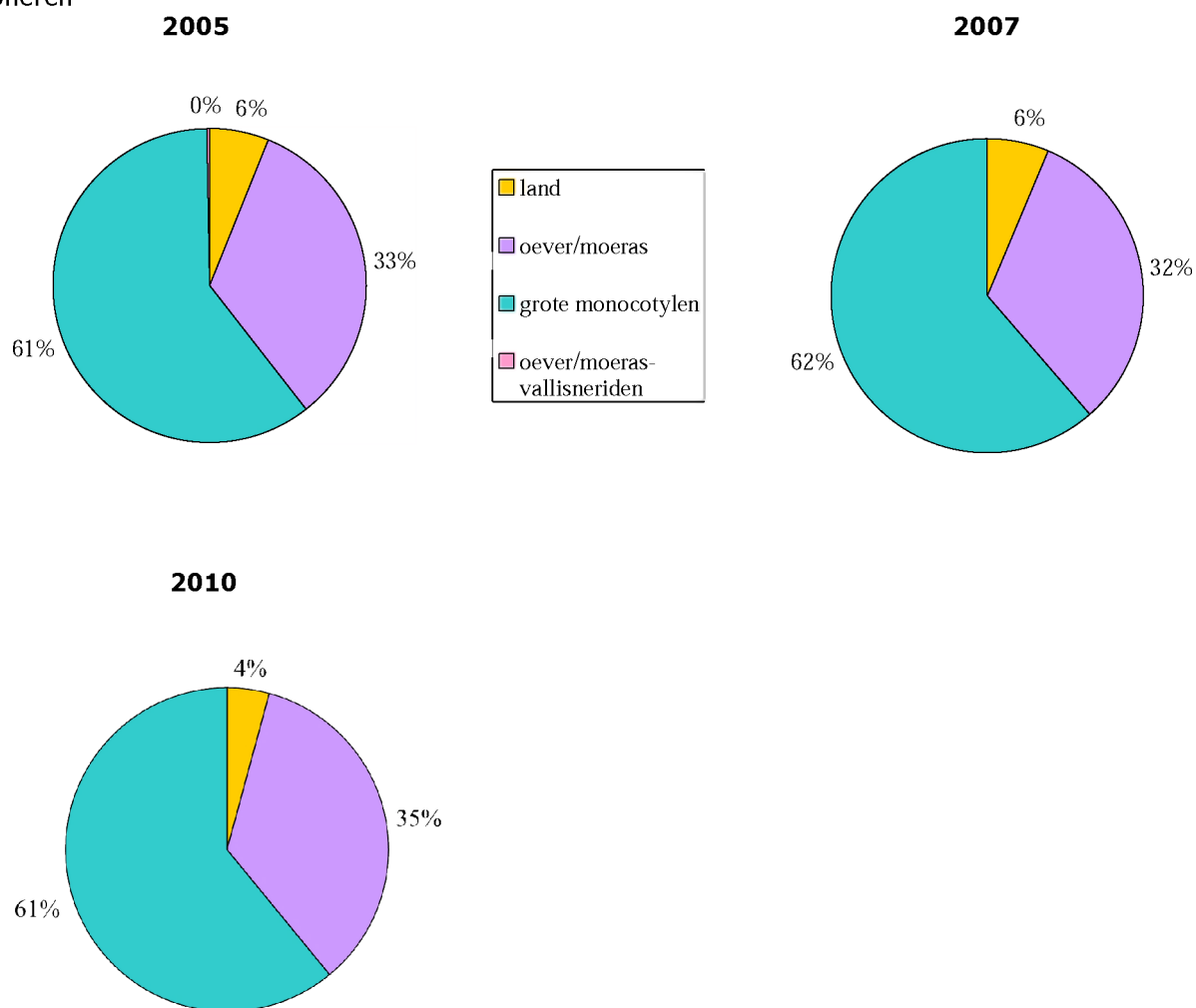
2007



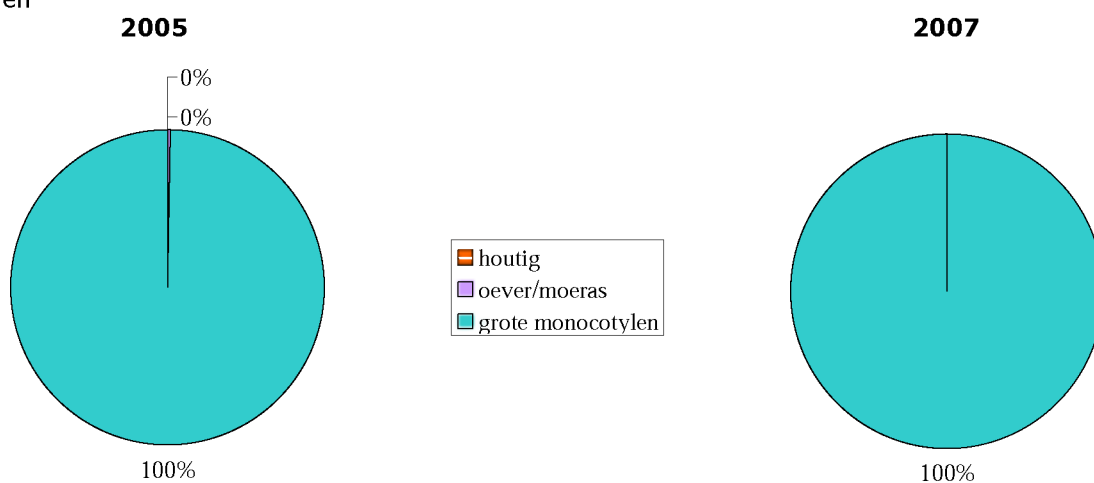
2010



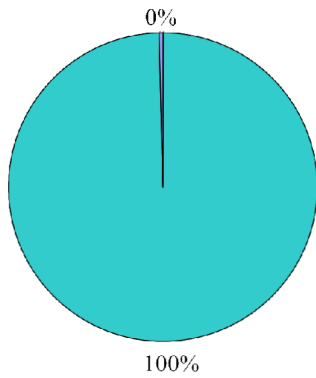
Locatie Zm2 (Pieter Heydensveer-Daknambrug RO): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren



Locatie Zri1 (Pieter Heydensveer-Daknambrug RO): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren

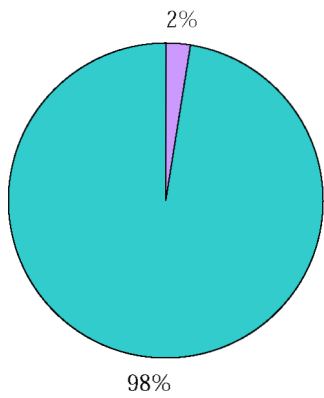


2010

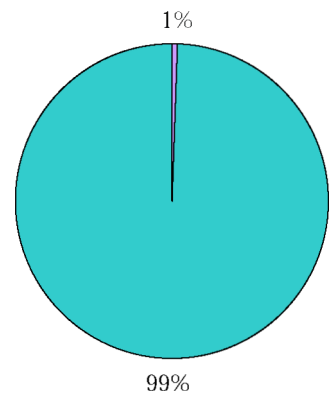


Locatie Zri2 (Pieter Heydensveer-Daknambrug RO): Evaluatie: ontoereikend ecologisch functioneren

2005

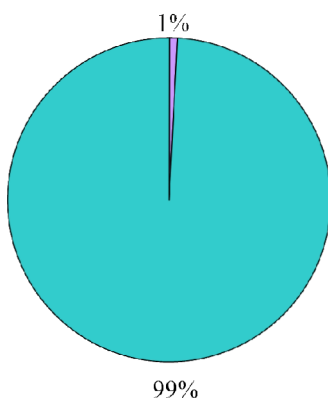


2007



oever/moeras
grote monocotylen

2010



Referenties

- Aanen, P., Alberts, W., Bekker, G.J., van Bohemen, H.D., Melman, P.J.M., van der Sluijs, J., Veenbaas, G., Verkaar, H.J. & van de Watering, .F. 1990. Natuurtechniek en waterstaatswerken. Wetenschappelijke mededeling KNNV 199. Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging in samenwerking met Dienst Weg- en Waterbouwkunde Rijkswaterstaat.
- Abernethy, B. & Rutherford, I.D. 2000. The effect of riparian tree roots on the mass stability of river banks. *Earth Surface Processes and Landforms*. 25:921-937.
- Administratie Waterwegen en Zeewezen. 2002a. De waterweg en de natuur. Natuurtechnische milieubouw bij AWZ. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Administratie Waterwegen en Zeewezen. 2002b. Beleidsplan Durme en Moervaart. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
- Andrew, M. 2005. Baseline vegetation monitoring for Williams River best practice demonstartion project 2005. University of Newcastle. EMGT3090 Work Placement.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Sykstra, R.J., Bekker, R.M. & Thomson, K. 1996. Seed banks and seed dipersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45: 461-490.
- Benda, L., Poff, N.L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G. & Pollock, M. 2004. The network dynamics hypothesis: How channel networks structure riverine habitats. *BioScience* 54:413-427.
- Benke, A.C. & Wallace, J.B. 1990. Wood dynamics in coastal plain blackwater streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47:92-99.
- Boedeltje, G., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M. & Van Groenendaal, J.M. 2001. Constructed shallow zones along navigable canals: vegetation establishmant and change in relation to habitat characteristics. *Aquat. Cons.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 11:453-471.
- Boedeltje, G. Bakker, J.P., Bekker, R.M., van Groenendaal, J. & Soesbergen, M. 2003. Plant dispersal in a lowland stream in relation to occurence and three specific life-history traits of the species in the species pool. *J. Ecol.* 91: 855-866.
- Bonnewel, V., Koukkari, W.L. & Pratt, D.C. 1983. Light, oxygen and temperature requirements for *Typha latifolia* seed germination. *Can. J. Bot.* 61: 1330-1336.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73(3): 1045-1055.
- Callaway, R.M., Pennings, S.C. & Richards, C.L. 2003. Phenotypic plasticity and interactions among plants. *Ecology* 84: 1115-1128.
- Campbell, B.D., Grime, J.P., Mackey, J.M.L. & Jalili, A. 1991. The quest for a mechanistic understanding of resource competition in plant communities: the role of experiments. *Funct. Ecol.* 5: 241-253.
- Claus, K. & Janssens, L. 1994. Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van waterlopen. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Departement Leefmilieu en Infrastructuur.

Clevering, O.A. 1995. Germination and seedling emergence of *Scirpus lacustris* and *Scirpus maritimus* with special reference to the restoration of wetlands. *Aquatic Bot.* 50: 63-78.

Coops, H & Van der Velde, G. 1995. Seed dispersal, germination and seedling growth of six helophyte species in relation to water-level zonation. *Freshwater Biology* 34(1995):13-20.

Couper, P.R. 2004. Space and time in river bank erosion research: A review. *Area* 36:387-403.

Covich, A.P., Austen, M.C., Barlocher, F., Chauvet, E., Cardinale, B.J., Biles, C.L., Inchausti, P., Dangles, O., Solan, M., Gessner, M.O., Statzner, B. & Moss, B. 2004. The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystems. *BioScience* 54: 767-775. Craig, J. 2000. Impacts of streambank stabilisation structures. WRAP-report.

Croonquist, M.J. & Brooks, R.P. 1993. Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Journal of Soil and Water Conservation* 48:65-70.

Cuperus, R. & Canters, K.J. 1992. Met oevers meer natuur: op zoek naar referentiebeelden en maatregelen voor aanleg, inrichting en beheer van natuurvriendelijke oevers. Centrum voor Milieukunde, Rijksuniversiteit, Leiden.

CUR. Civielttechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving. 1999a. Natuurvriendelijke oevers: aanpak en toepassingen. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat.

CUR. Civielttechnisch Centrum Uitvoering Research en Regelgeving. 1999b. Natuurvriendelijke oevers: belasting en sterkte. Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat.

Décamps, H., Planty-Tabacchi, A.M. & Tabacchi, E. 1995. Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour River, France.

Regulated Rivers. *Research and Management*, 11:23-33.

de Kwaadsteniet, P.I.M. 1990. Natuurlijke oevers in beweging. Handleiding voorinrichting en beheer van riet- en andere natuurlijke oevers. Stichting Landelijk Overleg Natuur- en Landschapsbeheer en Samenwerkingsverband 'Asjeblieft... niet in 't Riet!!'. Utrecht.

De Rycke, A. & Declerck, K. 2004. Evaluatie van NTMB-projecten langs de IJzer uitgevoerd door AWZ/WWK. Eindvoorstel monitoringsplan. IN.A.2004.101.

De Vlieger, V. 1996. Studie naar de efficiëntie van aanplantingen in het kader van de aanleg van milieuvriendelijke oevers, eindverslag, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Instituut voor bosbouw en wildbeheer, Brussel.

Duijn, P. 1994. Meten aan oevervegetaties. Een onderzoek naar het meten van oevervegetaties langs smalle oevers van rijkswateren ten behoeve van het evalueren van natuurvriendelijke oevers. Dienst Weg- en Waterbouwkunde. W-DWW-93-728.

Dupré, C. & Diekmann, M. 1998. Prediction of occurrences of vascular plants in deciduous forests of South Sweden by means of Ellenberg indicator values. *Applied Vegetation Science* 1: 139-150.

Ehrlén, J. & van Groenendaal, J.M. 1998. The trade-off between dispersability and longevity: An important aspect of plant species diversity. *Appl. Veg. Sci.* 1: 29-36.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18: 1-248.

- Ertsen, A.C.D., Alkemade, J.R.M. & Wassen, M.J. 1998. Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113-124.
- Fischenich, C. 1997. Hydraulic impact of riparian vegetation. Technical Report EL-97-9. Environmental Impact Research Program.
- Florsheim, J.L., Mount, J.F. & Chin, A. 2008. Bank erosion as a desirable attribute of rivers. *BioScience* 58(6):519-527.
- Fogarty, G. & Facelli, J.M. 1999. Growth and competition of *Cytisus scoparius*, an invasive shrub, and Australian native shrubs. *Plant Ecol.* 144: 27-35.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31: 733-740.
- Fraser, L.H. & Keddy, P.A. 2005. Can competitive ability predict structure in experimental plant communities.? *J. Veg. Sci.* 16: 571-578.
- Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220-227.
- Giller, P.S. 2005. River restoration: seeking ecological standards. *Journal of Applied Ecology* 42(2):201-207.
- Gillilan, S., Boyd, K., Hoitsma, T. & Kauffman, M. 2005. Challenges in developing and implementing ecological standards for geomorphic river restoration projects: a practitioner's response to Palmer *et al.* (2005). *Journal of Applied Ecology* 42(2):223-227.
- Grace, J.B. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment/ *Perspect. Plant. Ecol. Evol. Syst.* 2: 1-28.
- Grace J.B. & Wetzel, R.G. 1981. Habitat partitioning and competitive displacement in cattails (*Typha*): experimental field studies. *American Naturalist* 118: 463-474.
- Graf, W.L., Stromberg, J. & Valentine, B. 2002. The fluvial hydrologic and geomorphic context for the recovery of the endangered southwestern willow flycatcher. *Geomorphology* 47:169-188.
- Grégory, S.V., Swanson, F.L., McKee, A. & Cummins, K.W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience* 41:540-551.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and Vegetation Processes*. John Wiley & Sons.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. 1988. *Comparative plant ecology*. Unwin Hyman, London.
- Hansen, A. & di Castri, F. 1992. *Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows* (New York: Springer-Verlag).
- Harper, J.L. 1977. *Propagule Biology of Plants*. Academic Press, London.
- Hawkes, J.C., Pyatt, D.G. & White, I.M.S. 1997. Using Ellenberg indicator values to assess soil quality in British forests from ground vegetation: a pilot study. *J. Appl. Ecol.* 34: 375-387.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.

- Hill, M.O. & Carey, P.D. 1997. Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *J. Veg. Sci.* 8: 579-586.
- Holmes, N.T.H., & Hanbury, R.G. 1995. Rivers, canals and dykes. In: Sutherland, W.J. & Hill, D.A. (eds.), *Managing habitats for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hubbell, S.P. 1996. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ, US.
- Hupp, C.R., Osterkamp, W.R. & Howard, A.D. (Eds.), 1995. *Biogeomorphology-Terrestrial and Freshwater Systems*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Hustings, F., Kwak, R., Opdam, P. & Reijnen, M. 1985. *Natuurbeheer in Nederland, deel 3. Vogelinventarisatie: achtergronden, richtlijnen en verslaglegging*. Pudoc Wageningen, Nederlandse vereniging tot bescherming van vogels. Zeist, 495 pp.
- Jansson, R., Backx, H., Boulton, A.J., Dixon, M., Dudgeon, D., Hughes, F.M.R., Nakamura, K., Stanley, E.H. & Tockner, K. 2005. Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer et al. (2005). *Journal of Applied Ecology* 42(2):218-222.
- Jeppesen, E. Sondergaard, M., Sondergaard, M. & Christoffersen, K. 1997. The structuring role of submerged macrophytes in lakes (Lange, O.L., Mooney, H.A., Caldwell, M.M., Heldmaier, G., Sommer, U., Schulze, E.D. (eds.), *Ecological Studies*, vol. 131. Springer-Verlag, New York.
- Johansson, M.E. & Nilsson, C. 1993. Hydrochory, poluation dynamics and distribution of the clonal aquatic plant *Ranunculus lingua*. 81: 81-91.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & Van Tongeren, O.F.R. 1987. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Pudoc Wageningen.
- Keddy, P.A. 1984. Plant zonation on lakeshores in Nova Scotia: a test of the resource specialization hypothesis. *J. Ecol.* 72: 797-807.
- Keddy, P.A. 1994. Introduction: why a special issue of *Biological Conservation* devoted to coastal plains wetlands? *Biol. Conserv.* 68: 199-200.
- Keddy, P. Fraser, L.H. & Wisheu, I.C. 1998. A comparative approach to examine competitive response of 48 wetland species. *J. Veg. Sci.* 9: 777-786.
- Keddy, P., Gaudet, C. & Fraser, L.H. 2000. Effect of low and high nutrients on the comparative hierarchy of 26 shoreline plants. *J. Ecol.* 88: 413-423.
- Keddy, P., Nielsen, K., Weiher, E. & Lawson, R. 2002. Relative competitive performance of 63 species of terrestrial herbaceous plants. *J. Veg. Sci.* 13: 5-16.
- Kent, M. & Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis. A practical approach*. John Wiley & Sons, 363 pp.
- Knighton, D. 1984. *Fluvial forms and processes* (Ed: Arnold, E.). London.
- Knopf, F. L. & F. B. Samson. 1994. Biological diversity—Science and action. *Conservation Biology* 8:909-911.

Kolb, A., Alpert, P., Enters, D. & Holzapfel, C. 2002. Patterns of invasion within a grassland community. *J. Ecol.* 90: 871-881.

Lachat, B. 1998. Conserver, aménager, revitaliser les cours d'eau avec une logique naturelle. *Annls Limnol.* 34(2):227-241.

Lenssen, J.P.M, ten Dolle, G.E. & Blom, C.W.P.M. 1998. The effect of flooding on the recruitment of reed marsh and tall forb plant species. *Plant Ecology* 139:13-23.

Lenssen, J., Menting, F., van der Putten, W. & Blom, K. 1999. Control of plant species richness and zonation of functional groups along a freshwater flooding gradient. *Oikos* 86: 523-534.

Leyssen, A., Adriaens, P., Denys, L., Packet, J., Schneiders, A., Van Looy, K. & Vanhecke, L. 2005. Toepassing van verschillende biologische beoordelingsmethoden op Vlaamse potentiële interkalibratielocaties overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water. Partim macrofyten. IN.R.2005.05.

Lodge D. M. 1993. Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.* 8:133-7.

Malanson, G.P. 1993. *Riparian landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.

Mac Dougall, A.S., Boucher, J., Turkington, R. & Bradfield, G.E. 2006. Patterns of plant invasion along an environmental stress gradient. *J. Veg. Sci.* 17: 47-56.

Morgan, R.P.C. & Rickson, R.J. 1995. Slope stabilization and erosion control. *A Bioengineering Approach*. E& FN Spon. (Ed.).

Murphy, K.J. & Eaton, J.W. 1983. Effects of pleasure-boat traffic on macrophyte growth in canals. *Journal of Applied Ecology* 20:713-729.

Myers, J.H. & Bazely, D.R. 2003. *Ecology and control of introduced plants*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Naiman, R.J., Decamps, H. & Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3 (2):209-12.

Naiman, R. J., H. Décamps & McClain, M.E. 2005. *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, San Diego, California, USA.

Økland, R.H. 1999. On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *J. Veg. Sci.* 10: 131-136.

Økland, R.H. & Eilersten, O. 1994. Canonical Correspondence Analysis with Variation Partitioning: some comments and an application. *J. Veg. Sci.* 5: 117-126.

Ozinga, W.A., Bekker, R.M., Schaminée, J.H.J. & van Groenendael, J.M. 2004. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *J. Ecol.* 92: 767-777.

Parker, I.M., Rodriguez, J. & Loik, M.E. 2003. An evolutionary approach to understand the biology of invasions: local adaptation and general-purpose genotypes in the weed *Verbascum thapsus*. *Conserv. Biol.* 17: 59-72.

Pigliucci, M. 1996. How organisms respond to environmental changes: from phenotypes to molecules (and vice versa). *Trends Ecol. Evol.* 11: 168-173.

- Platts, W.S. & Nelson, R.L. 1985. Stream habitat and fisheries response to livestock grazing and instream improvement structures: Big Creek, Utah. *Journal of Soil and Water Conservation*. 40(4):374-379.
- Potvin, C. & Rolff, D.A. 1993. Distribution-free and robust statistical methods: Viable alternatives to parametric statistics. *Ecology*. 74: 1617-1628.
- Riemens, M.M. 2011. Grote waternavel. Over de levenscyclus en beheersing van *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. Plant Research International B.V., Wageningen.
- Risser, P.G. 1993. Ecotones. *Ecol. Appl.* 3: 369-445.
- Robins, L. 2002. Managing riparian land for multiple uses. Union Offset Printing. Canberra.
- Runhaar, J., Groen, C.L.G., van der Meijden, R. & Stevers, R.A.M. 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 1987, nr. 13.
- Sauer, J.D. 1988. Plant migration: The dynamics of geographic patterning in seed plant species. University of California Press.
- Scala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100 *Science* 287: 1770-1774.
- Schaffers, A.P. & Sýkora, K.V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *J. Veg. Sci.* 11: 225-244.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Westhoff, V. 1995. De vegetatie van Nederland: deel 1. Inleiding tot de plantensociologie – grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Leiden.
- Schlichting, C.D. 1986. The evolution of phenotypic plasticity in plants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17: 667-693.
- Schneiders, A., Denys, L., Jochems, H., Vanhecke, L., Triest, L., Es, K., Packet, J., Knuysen, K. & Meire, P. 2004. Ontwikkelen van een monitoringssysteem en een beoordelingssysteem voor macrofyten in oppervlaktewateren in Vlaanderen overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. Instituut voor Natuurbehoud, Nationale Plantentuin van België, UA en VUB in opdracht van VMM, Brussel.
- Silvertown, J.W., Dodd, M.E., Gowing, D.J.G. & Mountford, J.O. 1999. Hydrologically defined niches reveal a basis for species richness in plant communities. *Nature* 400: 61-63.
- Snow, A.A. & Vince, S.W. 1984. Plant zonation in an Alaskan salt marsh. II. An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* 72: 669-684.
- Stockey, A. & Hunt, R. 1994. Predicting secondary succession in wetland mesocosms on the basis of autoecological information on seeds and seedlings. *J. Appl. Ecol.* 31: 543-559.
- Sýkora, K.V., Scheper, E. & van der Zee, F. 1988. Inundation and the distribution of plant communities on Dutch river dikes. *Acta. Bot. Neerl.* 37: 279-290.
- Turnbull, L.A., Rees, M. & Crawley, M.J. 1999. Seed mass and the competition/colonisation trade-off: a sowing experiment. *J. Ecol.* 87: 899-912.
- Twolan-Strutt, L. & Keddy, P.A. 1996. Above- and below-ground competition intensity in two contrasting wetland plant communities. *Ecology* 77: 259-270.

- Van den Broeck, T., van Diggelen, R. & Bobbink, R. 2005. Variation in seed buoyancy of species in wetland ecosystems with different flooding dynamics. *J. Veg. Sci.* 16: 579-586.
- Van der Valk, A.G. 1981. Succession in wetlands: A Gleasonian approach. *Ecology* 62: 688-696.
- Van der Welle, J. & Decler, K. 2001. Bufferzones: natuurlijke oeverzones en bufferstroken voor herstel van onbevaarbare waterlopen in Vlaanderen. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2001.07, Brussel.
- Van Looy, K., Vanacker, S. & De Blust, G. 2002. Biologische monitoring in het integraal monitoringsplan Grensmaas. Rapport IN.2002.01.
- Vermaat, J.E. & De Bruyne, R.J. 1993. Factors limiting the distribution of submerged waterplants in the lowland River Vecht (The Netherlands). *Freshwat. Biol.* 30:147-157.
- Vermeersch, S. & Decler, K. 2006a. Ontwerp van monitoringsplan ten behoeve van de toekomstgerichte opvolging van de natuurvriendelijke oevers van de Moervaart. INBO.A.2006.70.
- Vermeersch, S. & Decler, K. 2006b. Natuurvriendelijke oevers langs de Moervaart: vergelijkende studie van beschadigde en niet beschadigde wiepenconstructies. Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.A.2006.29.
- Vermeersch, S. & Decler, K. 2007. Inventarisatie van exoten (Japanse duizendknoop en Grote waternavel) langs de NTMB-oevers van de Moervaart (periode 2005/2006). Nota van het Instituut voor Natuur- en bosonderzoek INBO.A.2007.34.
- Van Eck, W.H.J.M., van de Steeg, H.M., Blom, C.W.P.M. & de Kroon, H. 2004. Is tolerance to summer flooding correlated with the distribution patterns in river floodplains? A comparative study of 20 terrestrial grassland species. *Oikos* 107: 393-405.
- Vermeersch, G., Anselin, A., Devos, K., Herremans, M., Stevens, J., Gabriëls, J. & Van Der Kieken, B. 2004. Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, 23. Brussel.
- Vermeersch, S. & Decler, K. 2006. Ontwerp van monitoringsplan ten behoeve van de toekomstgerichte opvolging van de natuurvriendelijke oevers van de Moervaart. INBO.A. 2006.70.
- Voesenek, L.A.C.J., De Graaf, M.C.C. & Blom, C.W.P.M. 1992. Germination and emergence of *Rumex* in river flood plains. II. The role of perianth, temperature, light and hypoxia. *Acta Bot. Neerl.* 41: 331-343.
- Voesenek, L.A.C.J., Rijnders, J.H.G.M., Peeters, A.J.M., van de Steeg, H.M. & de Kroon, H. 2004. Plant hormones regulate fast shoot elongation under water: from genest o community. *Ecology* 85: 16-27.
- Waterwegen en Zeekanaal nv. 2011. Bestekken met betrekking tot de bestrijding van invasieve exoten.
- Wamelink, G.W.W., Joosten, V., van Dobben, H.F. & Berendse, F. 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *J. Veg. Sci.* 13: 269-278.
- Ward, J.V. & Trockner, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46(6):807-819.

Wassen, M.J., van Diggelen, R., Wolejko, L. & Verhoeven, J.T.A. 1996. A comparison of fens in natural and artificial landscapes. *Vegetatio* 126: 5-26.

Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *J. Biogeogr.* 28: 453-470.

Wilby, N.J. & Eaton, J.W. 1996. Backwater habitats and their role in nature conservation in navigable canals. *Hydrobiologia* 340:333-338.

Williams, D.G. Mack, R.N. & Black, R.A. 1995. Ecophysiology of introduced *Pennisetum setaceum* on Hawaii: the role of phenotypic plasticity. *Ecology* 76: 1569-1580.

Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London, UK.

Zobel, M., van der Maarel, E. & Dupré, C. 1998. Species pool: the concept, its determination and its significance for community restoration. *Appl. Veg. Sci.* 1: 55-66.

