

Vegetatiediversiteit van natuurvriendelijke oevers

De relaties tussen oevertype en onderhoud met
de oeervervegetatie.



Student:

E.C. Visser

Datum:

29 augustus 2012

Leerstoelgroep:

Aquatische Ecologie en Waterkwaliteit

Deze thesis is uitgevoerd met de leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Waterkwaliteit van de Wageningen UR en in samenwerking met het Waterschap Rivierenland.

Begeleider Wageningen UR:

Dr. Ir. E.T.H.M Peeters en Dr.Ir E. van Nes

Contactpersonen WSRL:

R. Gylstra en M. Dekker

Niets van deze publicatie, enkel bibliografische gegevens en korte citaties in kritische reacties, mag gereproduceerd, opnieuw opgenomen of gepubliceerd worden in elke vorm zonder geschreven toestemming van de begeleider.

Ten geleide

Dit rapport betreft een studie naar de verschillen in vegetatie diversiteit op oevers afhankelijk van het oevertype en het onderhoud. Het idee is ontstaan naar aanleiding van het artikel 'Zijn natuurvriendelijke oevers effectief voor de KRW?' van De la Haye et al.(2011a) in het vakblad H₂O. Zij concludeerden dat er nog te weinig gegevens beschikbaar is om vast te kunnen stellen of de aanleg van natuurvriendelijke oevers effectief is voor de diversiteit van de oevers. In andere studies komt naar voren dat de helling van het talud van de oever van invloed is op de vegetatie op de oever evenals de invloed van onderhoud en chemische factoren. Toch blijft onduidelijk wat deze invloeden zijn en hoe de verschillende factoren zich tot elkaar verhouden.

In dit onderzoek zijn met behulp van multivariate analyse technieken de relaties tussen vegetatie, onderhoud, oevertype en chemische factoren onderzocht. De multivariate analyse biedt de mogelijkheid meerdere factoren tegelijk met elkaar te vergelijken wat met univariate analyse niet mogelijk is.

Op basis van gegevens verkregen bij het Waterschap Rivierenland en veldwerk zijn de oevers van kleinere watergangen in het beheersgebied van het waterschap geanalyseerd.

Dit onderzoek biedt inzicht in de invloed van oevertypen en onderhoud op de vegetatie diversiteit van oevers in het Rivierengebied. Het biedt daarnaast een startpunt voor verder verdiepend onderzoek naar de invloeden van onderhoud en oevertype op de vegetatie diversiteit op oevers. Meer gegevens (o.a. van het onderhoud) is nodig om beter zicht te krijgen op de invloeden van verschillende factoren op de vegetatie diversiteit van oevers.

Dankwoord

Ik wil allereerst Edwin Peeters bedanken voor zijn hulp en inzet tijdens dit onderzoek. Zijn kennis van de multivariate analyse technieken heeft mij de basis geleverd voor dit onderzoek. Daarbij was zijn stimulerende feedback en enthousiasme tijdens de discussies voor mij een bron van nieuwe inspiratie tijdens het proces. Daarnaast wil ik Ronald Gylstra en Maloe Dekker bedanken van het Waterschap Rivierenland. Zij hebben gezorgd dat er voldoende gegevens beschikbaar waren om dit onderzoek tot een succes te brengen. Daarnaast stonden zij open voor vragen en hebben zij mij geholpen tijdens het veldwerk. Allen zeer bedankt voor de bijdrage aan dit onderzoek!

Samenvatting

Oevers van sloten leveren een belangrijke bijdrage aan de vegetatiediversiteit van het Nederlandse agrarische landschap. Omdat de vegetatie diversiteit de afgelopen jaren sterk is afgenomen zijn maatregelen getroffen om de vegetatie diversiteit te stimuleren. Een van deze maatregelen is het aanleggen van natuurvriendelijke oevers. Het is echter onduidelijk of deze natuurvriendelijke oevers effectief zijn en wat de invloeden zijn van andere factoren op de vegetatie diversiteit. In dit onderzoek is aan de hand van een dataset onderzocht wat de invloeden zijn van onderhoud en oevertypen op de vegetatie diversiteit. Dit is gedaan met behulp van univariate en multivariate analyse technieken. Ook is een korte veldstudie gedaan waarin enkele van de oevers in het gebied bezocht zijn. Daarbij is gekeken of met een luchtfoto's een inschatting te maken is van het oevertypen en de vegetatie op de oever. Zowel het oevertypen als het onderhoud hebben invloed op de vegetatie diversiteit. Zo is een onderhoud van 1 keer per jaar het beste voor de vegetatie diversiteit en is zowel de flauwte als de breedte en de heterogeniteit van de oever van belang voor de vegetatie diversiteit. Het oevertypen en de vegetatie is lastig met een luchtfoto te bepalen. Het is mogelijk bepaalde patronen te ontdekken tussen vegetatie en oevertypen maar niet met zekerheid te achterhalen met een luchtfoto.

Inhoudsopgave

Ten geleide	a
Samenvatting	b
1 Introductie.....	1
1.1 Onderzoeksvragen	2
1.2 Leeswijzer	3
2 Materiaal en methoden	4
2.1 Onderzoeksgebied	4
2.2 Opbouw van de gegevens.....	4
2.2.1 Ontvangen gegevens	4
2.2.2 Verzamelde gegevens	5
2.2.3 Overzicht van de gegevens.....	6
2.3 De verschillende oevers in foto	7
2.3.1 Homogene oevers	7
2.3.2 Heterogene oevers	8
2.3.3 Overige oevers	9
2.4 Voorbewerking van de gegevens.....	11
2.4.1 Bepaling van het maximaal aan soorten en de vegetatiediversiteit	11
2.4.2 Bepaling van de bijdrage aan de totale diversiteit.....	11
2.4.3 Bepaling van de relatieve bedekking van de verschillende soorten op de oever	11
2.5 Analyse methoden	11
2.5.1 Chemische gegevens WSRL gekoppeld aan de vegetatieve gegevens WSRL (koppeling A)	12
2.5.2 Oevertype gekoppeld aan WSRL vegetatie (koppeling B)	13
2.5.3 Eigen fysische gegevens gekoppeld aan verzamelde vegetatie gegevens (koppeling C)	13
2.5.4 Luchtfoto gegevens gekoppeld aan eigen fysische gegevens (koppeling D)	13
2.5.5 Vegetatie zichtbaar op de luchtfoto gekoppeld aan de eigen vegetatie (koppeling E)	14
2.5.6 Breedte geobserveerd op de luchtfoto gekoppeld aan de WSRL vegetatie (Koppeling F)	14
2.6 Validatie van de monsterpunten bezocht in het veld (overige analyses).....	14
2.6.1 Vegetatie	14
2.6.2 Oever kenmerken	15
2.6.3 Chemische eigenschappen	15
2.6.4 Conclusie	15
3 Resultaten	16
3.1 Relaties tussen vegetatie, oevertypen en onderhoud.....	16
3.1.1 Oevertypen.....	16
3.1.2 Onderhoud	18

3.1.3	Multivariate relaties tussen vegetatie, oevertypen, onderhoud en chemie	21
3.2	Veldgegevens analyse.....	27
3.3	Luchtfoto analyse	31
4	Discussie	33
4.1	WSRL gegevens.....	33
4.2	Veldwerk.....	34
4.3	Luchtfoto	35
5	Conclusie	37
6	Referenties	38
7	Bijlagen	40
7.1	Univariate analyse methoden.....	40
7.1.1	Logistische Regressie.....	40
7.1.2	Pearson's Chi-squared test.....	40
7.1.3	Pearson correlatie	41
7.2	Multivariate analyse	41
7.2.1	Correspondence Analysis (CA)	41
7.2.2	Detrended Correspondence Analysis (DCA).....	42
7.2.3	Principal Components Analysis (PCA).....	42
7.2.4	Canonical correspondence analysis (CCA).....	42
7.2.5	Redundancy analysis (RDA)	43
7.2.6	CanoDraw	43
7.3	Gradiënt analyses	44
7.3.1	Vegetatie gegevens WSRL	44
7.3.2	Vegetatie gegevens veldwerk	44
7.4	PCA	44
7.5	CCA	45
7.5.1	KRW-typen	45
7.6	Pearson's chi-square test.....	47
7.6.1	Helofieten, heterogeniteit en oevertypen	47
7.6.2	Kruidachtige vegetatie en oevertypen	49
7.6.3	Oever breedte en talud	50
7.6.4	Onderhoud en afvoeren.....	51
7.7	Pearson Correlatie	52
7.7.1	Onderhoud	52
7.7.2	Zichtdiepte	53
7.8	Logistische regressie	54
7.8.1	Afvoeren.....	54

7.9	Test voor normaliteit	54
7.9.1	Oevertypen.....	54
7.9.2	Onderhoud	55
7.10	ANOVA en Tukey	56
7.10.1	Oevertypen	56
7.10.2	Onderhoud.....	58
7.11	Vegetatielijst per oevertypen	59
7.12	Luchtfoto en veldwerk.....	61

1 Introductie

Sloten worden vaak gezien als hydrologische systemen maar dragen ook voor een groot deel bij aan de biodiversiteit van het agrarische landschap. Sloten zijn ondiep en bieden zo een uitstekend habitat bieden voor de aquatische vegetatie (Twisk et al., 2003). Een grote diversiteit aan planten is belangrijk voor andere soorten waaronder macrofauna soorten om te overleven (van den Berg et al. 1997). De geschatte lengte van het Nederlandse slootsysteem ligt rond de 250000 kilometer (Peeters et al., 2007). De vegetatie diversiteit in sloten is echter afgenomen. Maatregelen waren nodig om de vegetatiediversiteit weer te laten stijgen (Twisk et al., 2003). In Nederland zijn meerdere projecten gedaan om deze ecologische situatie te verbeteren waaronder de aanleg van de natuurvriendelijke oevers en het aanpassen van de onderhoudsfrequentie. Het aanleggen van natuurvriendelijke oevers en het minder intensief onderhouden van de oevers biedt mogelijkheden voor de ontwikkeling van water en oever planten en voor de macrofauna en vissen (De la Haye et al., 2011a en Twisk et al., 2003)). Volgens de Kaderrichtlijn Water (KRW) zijn Europese landen zelf verantwoordelijk voor de ecologische situatie in hun land en om deze te verbeteren zodat de 'goede ecologische kwaliteit' behaalt wordt.

In 1985 is de aanleg en het onderzoek van de natuurvriendelijke oevers in Nederland begonnen (Besteman et al., 2001). Vanaf dat moment zijn er op meerdere locaties natuurvriendelijke oevers aangelegd om de ecologie van het water te stimuleren. Om de ecologische situatie van een natuurvriendelijke oever in te schatten wordt de EKR-score (Ecologische Kwaliteitsratio), een richtlijn van de KRW, gebruikt (de la Haye et al., 2011b). De EKR-score is opgebouwd aan de hand van de richtlijnen voor vegetatie bedekking, de hoeveelheid macrofauna en de fysische en chemische condities van het water. De score wordt benaderd op een schaal van 0 tot 1 en geeft de verhouding weer tussen de gewenste toestand en de huidige toestand. Een score van 0 is zeer slecht en een score van 1 uitmuntend (Hoogheemraadschap Rijnland 2012). Deze score betreft niet de relatie tussen de oever en andere variabelen die wel van belang zijn voor de vegetatie diversiteit. Zo blijkt uit onderzoek van Geertsema en Sprangers (2002) dat de vorm van de oever en de breedte van de sloot een rol spelen bij het voorkomen van soorten. Het aantal soorten op de oever was groter op oevers met een breedte van meer dan twee meter en op de minder steile oevers (hoek minder dan 51°).

Ook het waterpeil speelt een rol bij het voorkomen van soorten (Twisk et al., 2003). Sloten met een waterpeil tussen de 50 tot 90 centimeter hebben een grotere variatie in vegetatie dan sloten met een waterpeil van 40 cm of lager. In sloten van 50 tot 90 cm is het voor de kranswieren (Characeae) makkelijker om te koloniseren na een verstoring door baggeren. In sloten van 40 centimeter diep waar met het baggeren niet voldoende modder verwijderd is om goede kolonisatie omstandigheden te creëren is het voor minder voorkomende soorten lastiger om te koloniseren (Twisk et al., 2003). Ook de invloed van bodemtype, nutriënt toevoer en de relatie met waterpeil worden genoemd maar hoe deze relaties in elkaar steken blijft onduidelijk.

Benton et al.(2003) vermelden het belang van habitat heterogeniteit in het algemeen in relatie tot biodiversiteit. Verschillende factoren zoals begrazen en bodem gerelateerde factoren zoals het bodemtype en de grondwaterstand kunnen de vegetatie diversiteit beïnvloeden. Agrarische landschappen worden meer en meer homogeen door het regelen van het waterpeil en door het structureren van de oevers welke een grote invloed hebben op de vegetatie diversiteit en de gehele biodiversiteit van de sloten (Verberk et al., 2010). In hoeverre deze factoren een rol spelen voor de vegetatie diversiteit is niet duidelijk gezien er meerdere aspecten zijn zoals het onderhoud, de vorm van de oever en andere factoren die van invloed zijn op de vegetatie diversiteit.

Twisk et al. (2003) onderzochten het effect van onderhoud op de diversiteit van slootvegetatie. Zij vonden dat het type maaibeheer en de tijd van het jaar waarin het onderhoud gedaan wordt belangrijke factoren zijn die de vegetatie diversiteit bepalen. Maaien en baggeren in september en oktober resulteerden het volgende jaar, voornamelijk voor de emergente soorten, in een lagere vegetatie diversiteit omdat deze soorten dan niet in staat zijn te herstellen voor de lente. Twee keer per jaar maaien resulteerde in minder herstel van soorten dan een keer of minder per jaar maaien. Maaien minder dan twee keer per jaar zorgt echter voor minder soorten omdat dominante soorten eenvoudiger kunnen gaan domineren (Milsom et al., 2004).

In 2011 is een onderzoek gestart door Grondmij in opdracht van hoogheemraadschap Stichtse Rijnlanden dat 'Scoren met natuurvriendelijke oevers' heet. Het doel van dit onderzoek is om enkele van deze relaties tussen het oevertype en de vegetatiediversiteit te onderzoeken en de meest belangrijke vragen te beantwoorden (de la Haye et al., 2011b) Een van de belangrijkste conclusies van hun onderzoek was dat er een tekort aan beschikbare gegevens is om goede conclusies te trekken betreffende de effectiviteit van natuurvriendelijke oevers in vergelijking met andere oevers. Uit het onderzoek van Kleijn en Sutherland (2003) blijkt ook dat er

een tekort is aan goed onderzoek en gegevens wat het onmogelijk maakt om deze relatie tussen de aanleg van natuurvriendelijke oevers en de vegetatiediversiteit te onderzoeken (Kleijn et al., 2006; Kleijn en Sutherland, 2003). Sinds de aanleg van natuurvriendelijke oevers is de relatie tussen de verschillende oevertypen en de vegetatie diversiteit door dit tekort aan gegevens nooit statistisch getest (De la Haye et al., 2011a). Ook de invloed van de toegepaste intensiteit van het onderhoud op de vegetatiediversiteit van de verschillende oevers blijft onduidelijk voor de waterbeheerders.

In dit onderzoek is de invloed van verschillende oevertypen en de intensiteit van het onderhoud op de vegetatie diversiteit statistisch onderzocht. Hiervoor is gebruik gemaakt van gegevens van het beheersgebied van het Waterschap Rivierenland. De focus van dit onderzoek ligt op de vegetatie diversiteit van oevers van sloten en smallere watergangen.

In het kader van kostenreductie is gekeken of het mogelijk is een inschatting te maken van de oevertypen en de vegetatie vanaf een luchtfoto zodat op een mogelijk snelle en eenvoudige manier een oever beoordeeld kan worden op de ecologische waarde.

Het doel van dit onderzoek is de relaties tussen de verschillende oevervormen, het onderhoud en de vegetatie diversiteit van sloten te ontrafelen met behulp van univariate en multivariate analyse.

1.1 Onderzoeksvragen

Het hoofddoel van deze thesis is het onderzoeken van de relatie tussen oevertype, vegetatie diversiteit en onderhoud van de oever. Aan de hand van dit onderzoeksdoel zijn de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Bepalen onderhoud en oevertype de vegetatiediversiteit op de oever?

De volgende deelvragen volgen uit deze eerste hoofdvraag en geven deze extra inzicht en ondersteuning.

- 1.1. Wat is meer bepalend voor de vegetatiediversiteit is dat oevertype of onderhoud?
- 1.2. Hebben oevertypen een verschillende invloed op de vegetatiediversiteit?
- 1.3. Hebben onderhoudsintensiteiten een verschillende invloed op de vegetatiediversiteit?
- 1.4. Hoe hangt de vegetatiediversiteit samen met andere belangrijke factoren?

Daarnaast is onderzocht of het mogelijk is om aan de hand van een luchtfoto een beoordeling te geven van de vegetatie op een oever en of te achterhalen is om wat voor soort oever het gaat. De onderzoeksvraag die hierbij geformuleerd is luidt als volgt:

2. Kan de diversiteit van een oevervegetatie beoordeeld worden aan de hand van een luchtfoto?

- 2.1. Is het oevertype vanaf een luchtfoto te bepalen?
- 2.2. Is het vegetatietype op de oever vanaf een luchtfoto te bepalen?

Met behulp van gegevens analyse zijn antwoorden gezocht op deze vragen. Verschillende beschikbare gegevens zijn verkregen bij het Waterschap Rivierenland. Het betreft verschillende gegevens van oevertypen, chemische en fysische factoren, onderhoud en vegetatie. Daarnaast is een korte veldstudie gedaan in het Rivierengebied van Nederland. In deze veldstudie zijn 63 oevers aan verschillende watergangen bezocht en is voornamelijk gelet op de oevervorm en de vegetatie van deze oevers. Luchtfoto's van deze 63 oevers zijn verkregen bij het Waterschap Rivierenland. Deze zijn beoordeeld op oevertype, heterogeniteit, oever breedte en vegetatie.

Koppelingen tussen de verschillende gegevens zijn gelegd met behulp van multivariate analyse methoden. Daarnaast zijn individuele relaties tussen de verschillende factoren onderzocht met univariate analyse methoden. Op deze manier is het mogelijk de invloed van de verschillende factoren op de vegetatie diversiteit te bepalen en inzicht te krijgen in de bruikbaarheid van luchtfoto's bij de beoordeling van oevers.

1.2 Leeswijzer

Dit onderzoek bestaat uit een drietal onderdelen, een gegevens analyse, een veldstudie en een luchtfotoanalyse. Het rapport is opgesplitst in verschillende hoofdstukken:

Materiaal en methoden

In dit hoofdstuk zal kort het onderzoeksgebied toegelicht worden. Daarnaast bevat het een beschrijving van de gebruikte gegevens, hoe deze zijn voorbereid en welke analysemethoden gebruikt zijn.

Resultaten

Het hoofdstuk van de resultaten is opgebouwd in drie delen. Eerst zullen de resultaten van de gegevens analyse worden toegelicht. Achtereenvolgens de invloed van het oevertype en onderhoud op de vegetatiediversiteit. Hierna zijn de resultaten van de veldstudie en de luchtfotoanalyse uiteengezet.

Discussie

In de discussie worden de resultaten van de verschillende analyses vergeleken en bediscussieerd met eventuele aanvullende bevindingen uit de literatuur.

Conclusie

Een korte bondige samenvatting van de conclusies die getrokken kunnen worden aan de hand van de resultaten met enkele aanbevelingen.

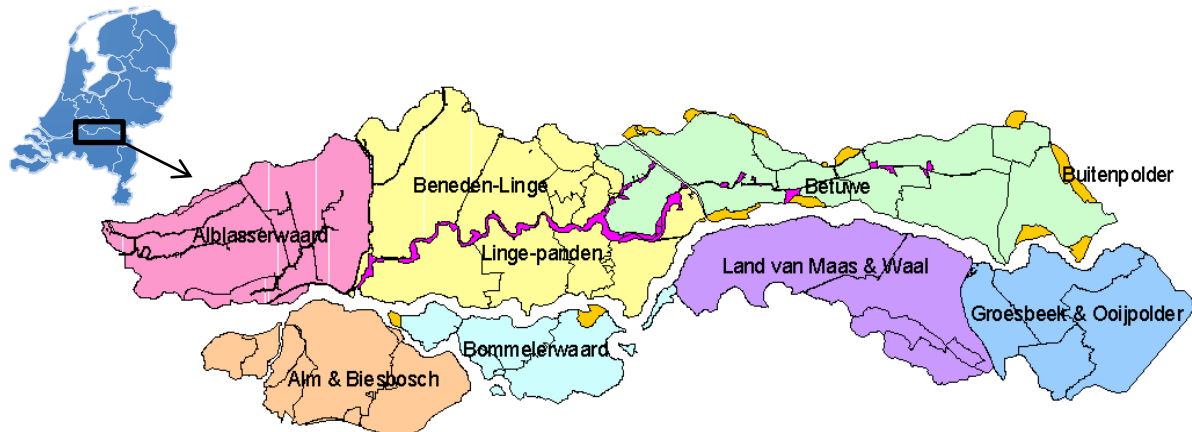
Bijlagen

In de bijlagen is uitleg te vinden van de gebruikte analyses. Verder zijn per analyse methode de tabellen en resultaten gepresenteerd die de resultaten ondersteunen.

2 Materiaal en methoden

2.1 Onderzoeksgebied

het beheersgebied van het Waterschap 'Rivierenland' beslaat een deel van het Nederlandse rivierengebied. Het gebied strekt zich uit van de grens bij Duitsland tot de stad Dordrecht. Het gebied heeft een totaal oppervlak van ruim 200000 hectare en bevat zo'n 4000 kilometer aan sloten (Rivierenland 2006). Het waterschap zelf onderhoud niet de grote rivieren als Maas, Rijn, Waal en Merwede maar gaat voornamelijk over de kleinere watergangen en sloten. Het gebied is opgedeeld in zeven hoofd districten; de Alblasserwaard, Beneden-Linge en Linge-panden, Betuwe, Groesbeek, Maas en Waal, Bommelerwaard en Alm en Biesbosch (Figuur 1). Het gebied bevat 31 waterlichamen welke in dit onderzoek zijn meegenomen.



Figuur 1 Kaart met de verschillende districten van het onderzoeksgebied.

De bodem van het gebied is voornamelijk opgebouwd uit rivierklei met verschillende gelaagdheden in het bodemprofiel. De toplaag is voornamelijk leemvrij met een beetje organisch materiaal (Alterra, 2008). In het oosten nabij Nijmegen en Arnhem is de bodem lemiger en zandiger met meer klei richting het westen van het gebied en veengronden in de Alblasserwaard. De grondwaterstand in het gebied verschilt voor het kleigebied ligt de gemiddeld laagste grondwaterstand (GLG) hoofdzakelijk tussen de 80 tot 120 cm en de gemiddeld hoogste grondwaterstand (GHG) tussen de 25 tot 80 cm. In het veengebied ligt de GLG gemiddeld hoger tussen de 50 tot 80 cm (Alterra, 2008).

2.2 Opbouw van de gegevens

2.2.1 Ontvangen gegevens

Het Waterschap Rivierenland heeft informatie beschikbaar gesteld over de waterlichamen in hun beheersgebied. Deze gegevens zijn in verschillende vormen aangeleverd en wordt hieronder verder verklaard.

Ruimtelijk gebonden gegevens

Data over onderhoud en de ligging van de waterlichamen zijn gestuurd in de vorm van GIS bestanden die met het programma ArcMap 10 samengevoegd kunnen worden tot een kaart. Deze GIS kaart bevat lijnvormige elementen (polylijnen) die de verschillende waterlichamen weergeven. Een achterliggende tabel geeft per polylijn informatie over het type onderhoud, de datum waarop dit zou hebben plaatsgevonden en of een oever natuurvriendelijk is, eenzijdig of aan beide zijden van de watergang. Deze tabel is eenvoudig te exporteren naar Excel om te gebruiken bij de verdere analyse van de gegevens. De polylijnen geven op hun beurt aan waar deze natuurvriendelijke oevers liggen.

De ligging van de monsterpunten is bepaald met de x en y coördinaten van de monsterpunten en vervolgens weergegeven met een punt op de kaart. Het gaat hier uiteindelijk om een totaal aan 2007 monsterpunten verspreid over de verschillende gebieden in het beheersgebied van het waterschap. Elk punt geeft de exacte locatie weer van de plek waar het waterschap verschillende metingen heeft gedaan naar de waterkwaliteit van de watergang. Binnen een watergang kunnen verschillende monsters genomen zijn op wisselende afstand van elkaar.

Gegevens van de monsterpunten

De gegevens van de monsterpunten zijn weergegeven in tabellen. Het gaat hier om chemische toestanden (pH, BZV-5, O₂, O₂%, Chl-a, Buffercapaciteit, N, P, T), fysische toestanden (doorzicht van het water, breedte van het water, diepte van het water, stroming, meandering, oevervorm, taludvorm, bodemsoort, KRW-type, leeftijd van de natuurvriendelijk oevers), beheer (onderhoud van de oever en watergang, peilbeheer, afvoeren van maaisel) en de soorten planten (vegetatie op de oever en in het water).

Deze verschillende gegevens zijn geordend en samengevoegd tot twee sets met gegevens. Een met de chemische- fysische toestand plus het onderhoud en een set gegevens met informatie over de soorten en de vegetatieve bedekking in procent per oever.

De dataset met de chemische en fysische toestand bevat informatie in verschillende eenheden; de pH, BZV-5 (mg/L), O₂ (mg/L), O₂%, Chl-a (ug/L), Buffercapaciteit, N(mg/L), P(mg/L) en T(°C). Het onderhoud is ingedeeld aan de hand van de intensiteit per jaar waarin het onderhoud wordt gedaan (1 tot 2 keer per 3 jaar, 1 keer per jaar, 2 tot 3 keer per jaar of meer dan 3 keer per jaar). Voor alle factoren zowel van de chemische, fysische, onderhoud en vegetatie zijn de gegevens bekend voor de jaren 2007 tot 2011.

2.2.2 Verzamelde gegevens

Veldgegevens

De punten die bezocht werden zijn bepaald aan de hand van de GIS kaart en de monsterpunten van het waterschap. De geselecteerde punten voor het veldwerk zijn deels punten die bij natuurvriendelijke oevers genomen zijn en deels punten die bij niet natuurvriendelijke oevers genomen zijn en daarnaast aan een van de KRW-lichamen grenst. Aan de hand van een satellietkaart (Bing areaal maps gekoppeld aan de GIS kaart) is bepaald welke oevers in het veld bezocht worden. Bij deze bepaling is gelet of de oever/watergang vanaf de satellietkaarten herkenbaar is, of eventuele vegetatie zichtbaar is en of andere kenmerken zoals beschoeiing of een plas/dras oever al dan niet zichtbaar zijn. Gekozen is om de punten gelijkmatig te spreiden over het gehele gebied zodat in elk deelgebied negen oevers bezocht zijn. In totaal 63 oevers in het hele gebied. Voor elke oever zijn de volgende gegevens verzameld:

- Bodem/ondergrond
- Het agrarische gebruik (intensief of niet)
- De voornaamste vegetatie:
 - **Helofieten:** dit zijn de helofieten die direct op of aan de rand van de oever te vinden zijn.
 - **Kruiden:** Een vegetatie op de oever die enkele of meerdere kruidachtige soorten bevat.
 - **Ruigte:** Verschillende grassen en bloemen in de vegetatie op de oever.
 - **Gemaaid gras:** Een minder rijk gras op de oever.
 - **Struiken:** houtachtige vegetatie op de oever.
 - **Macrophyten:** Aanwezigheid van macrofyten in het water.
 - **Helofieten >50 cm uit de kant:** Helofieten in het water 50 cm of meer vanuit de oever.
 - **Drijvende vegetatie:** Aanwezigheid van drijvende vegetatie zoals de gele somp en kroos.
- Rijkdom/diversiteit van de oever. Dit is opgedeeld in drie groepen; een rijkdom van 1 bevat maar 1 of 2 van bovengenoemde groepen vegetatie, een rijkdom van 2 bevat 3 groepen en een rijkdom van 3 bevat meer dan 3 groepen vegetatie.
- Verschil in vegetatie op verschillende afstand van het water (vegetatie gradiënt). Hierbij is in het veld gelet op een duidelijke zonering in vegetatie op de oever. Enkel de oevers met een duidelijke zonering vallen onder deze categorie.
- Heterogeniteit van de oever. Hierbij wordt gelet op de heterogeniteit van de oever in het lengte profiel van de oever. Met onderscheidt in een rechte oever een licht slingerende oever of een oever met een duidelijk onevenredig slingerend profiel.
- Het oeverprofiel; flauw, steil, beschoeid, plasberm, verhoogd terras, verlande oever en recentelijk aangelegde oevers.

Daarnaast zijn ter plekke foto's genomen van de vegetatie op de oever en van de watergang, zodat later mogelijk is de verschillende kenmerken zoals de heterogeniteit en de rijkdom te valideren.

Observaties vanaf de luchtfoto

Met het programma GEOWEB zijn van dezelfde 63 oevers als bezocht zijn in het veld luchtfoto's uit 2010 verzameld. Vervolgens is per luchtfoto is gekeken of het oevertype herkenbaar is, de vegetatie zichtbaar en

herkenbaar is, de heterogeniteit te achterhalen is en of een oever breed of smal is. Deze inschattingen zijn gedaan met een tweede onafhankelijke persoon die niet in het veld is geweest om een zo goed mogelijke inschatting te kunnen maken. Er is daarbij gebruik gemaakt van ondersteunend foto materiaal welke verzameld zijn tijdens het veldwerk. De breedte is geschat afhankelijk van de afstand van bijvoorbeeld een weg of houtwal op de luchtfoto en het begin van het talud op de ondersteunende foto's tot aan het water. Smalle oevers hebben een breedte afhankelijk van het begin van het talud van maximaal 5 meter. De breedte is enkel bepaald voor flauwe en steile oevers omdat voor plasdras en beschoeide oevers het vanaf een luchtfoto niet mogelijk is het einde van de oever te bepalen gezien deze in het water doorloopt.

2.2.3 Overzicht van de gegevens

Uiteindelijk zijn er vijf set met gegevens. Twee sets met gegevens van alle monsterpunten in het hele beheersgebied:

WSRL, 2007 OEVERS	
	2006-2011
CHEMISCH	(pH, BZV-5, O ₂ , N, P, chl-a, T, Buffercapaciteit)
FYSISCH	(doorzicht, breedte, diepte, stroming, meandering, oevervorm, taludvorm, bodemsoort, KRW-type, leeftijd)
ONDERHOUD	(Intensiteit)

Figuur 2 Schematische weergave van de chemisch-fysische en onderhoudsgegevens van alle monsterpunten in het gebied.

WSRL, 2007 OEVERS	
	2006-2011
VEGETATIE	(% bedekking)

Figuur 3 Schematische weergave van de vegetatieve gegevens van alle monsterpunten in het gebied.

Twee sets met verzamelde gegevens van het veldwerk:

EIGENDATA, 63 OEVERS	
	2012
OEVERTYPE	(Flauw, plas/dras, beschoeid, steil, verland, verlaagd terras, nieuw)
HETEROGENITEIT	(ja/nee)
BODEM	(Klei, veen, zand)

Figuur 4 Schematische weergave van de fysische verzamelde gegevens.

EIGENDATA, 63 OEVERS	
	2012
VEGETATIE	(Helofieten, gras, kruiden, struiken, macrofyten, drijvende vegetatie en rijkdom)

Figuur 5 Schematische weergave van vegetatieve verzamelde gegevens.

Een set met gegevens achterhaald van de luchtfoto's:

LUCHTFOTO, 63 OEVERS	
	2012
OEVERTYPE	(Flauw, plas/dras, beschoeid, steil)
HETEROGENITEIT	(ja/nee)
BREEDTE	(Breed/smal)
VEGETATIE	(Helofieten, kruiden, gras, struiken, drijvende vegetatie)

Figuur 6 Schematische weergave van de gegevens van achterhaald vanaf de luchtfoto's.

2.3 De verschillende oevers in foto

Hieronder worden de verschillende oevertypen beschreven die zijn gebruikt voor de analyse. Hierbij zijn de verschillen tussen de heterogene en homogene oevers weergegeven. De heterogeniteit is de mate van variatie in het lengte profiel van de oever. Van de homogene oevers zijn er plas/dras, beschoeide, flauwe en steile oevers. Van de heterogene oevers zijn er plas/dras, flauwe en beschoeide oevers. Verder zijn de overige oevertypen voor welke de heterogeniteit niet bepaald is weergegeven dit zijn de verlande, oevers met verhoogd terras en de recentelijk aangelegde oevers. Elk oevertype is weergegeven aan de hand van de luchtfoto en een foto genomen op locatie.

2.3.1 Homogene oevers

Plas/dras oever

Deze oever is geclassificeerd als homogeen plas/dras. Het lengte profiel van de oever is recht, wat ook goed op de luchtfoto te zien is. Er is een smalle plas/dras strook waar de eerste riet vegetatie nu aan het opkomen is wat ook op de luchtfoto zichtbaar is.



Figuur 7 Homogene plas/dras oever. Het lengte profiel is vrij recht, helofieten zichtbaar in het water.

Flauwe oever

Deze oever is vrij homogeen aan de kant, maar heeft wel een duidelijk flauw aflopend talud. Op de luchtfoto is een brede strook te zien waar het gemaaid gras en riet op ligt. Ook het homogene karakter van de oever komt naar voren in het lengte profiel van de oever. Lastiger is vanaf de luchtfoto het talud te bepalen voor deze oever.



Figuur 8 Homogene flauwe oever. Het lengte profiel is recht, het oevertalud flauw aflopend.

Beschoeide oever

Deze oever heeft een beschoeiing die ongeveer 6 meter uit de kant zit. Het profiel van de oever is echter homogeen, ook duidelijk op de luchtfoto te zien. Hoofdzakelijk is een rietachtige vegetatie te zien die ook op de luchtfoto zichtbaar is.



Figuur 9 Homogene oever met beschoeiing. Het lengteprofiel is recht en de beschoeiing op beide foto's duidelijk te zien.

Steile oever

Deze sloot is een algemeen gezicht voor het klei gebied, strak met een steile hoge oever en weinig variatie in vegetatie. Ook op de luchtfoto is goed te zien wat voor sloot te verwachten is.



Figuur 10 Homogene steile oever. Het lengte profiel is recht en de oever smal en steil.

2.3.2 Heterogene oevers

Plas/dras oever

Deze plas/dras oever heeft een duidelijk heterogeen karakter, de oeversrand slingert. De plas/dras gebieden hebben voornamelijk rietachtige vegetatie.



Figuur 11 Heterogene plas/dras oever. Het lengte profiel slingert, brede rietkragen.

Flauwe oever

Deze flauwe oever heeft een slingerend profiel een lijkt door de vegetatie op een plas/dras oever. Het oever profiel loopt echter onderwater iets door.



Figuur 12 Heterogene flauwe oever. Het oeverprofiel slingert, brede rietkragen. Het doorlopend talud is niet zichtbaar.

Beschoeide oever

Op de luchtfoto goed te zien is het heterogene karakter van deze oever aan de ene kant van de watergang. Daarnaast heeft de oever een beschoeiing ook weer ongeveer 6 meter uit de kant. Bij deze oever zie je dat de vegetatie tegen de beschoeiing aangroeit.



Figuur 13 Heterogene oever met beschoeiing. Het oever profiel slingert, de beschoeiing is op beide foto's te zien.

2.3.3 Overige oevers

Verhoogd terras

Vanaf een luchtfoto is het niet te zien maar deze oevers hebben een terras net boven het waterpeil waardoor een natte oever ontstaat met natte vegetatie.



Figuur 14 Over met verhoogd terras. Het natte terras is op de locatie foto te zien en niet op de luchtfoto.

Verlande oevers

Deze oevers zijn dichtgegroeid met houtachtige vegetatie, de watergang staat droog. Hiervan zijn enkele oevers van in het gebied. Deze zijn echter niet of nauwelijks vanaf de luchtfoto te herkennen.



Figuur 15 Verlande oevers. Veel vegetatie, watergang nauwelijks herkenbaar op beide foto's.

Recent aangelegde oevers

Deze oevers zijn kortgeleden aangelegd als natuurvriendelijke oever met een flauw doorlopend talud. Het probleem met deze oevers is ook dat ze niet herkenbaar zijn vanaf een luchtfoto. Op de luchtfoto zijn ze nog te zien als een steile of ander type oever van voor de aanleg.



Figuur 16 Recentelijk aangelegde oever. Kale oever met een flauw talud. Op de locatie foto wel zichtbaar op de luchtfoto niet.

2.4 Voorbewerking van de gegevens

Alvorens met de analyse te kunnen beginnen zijn bepaalde gegevens verwerkt. Bewerkingen zijn nodig voor de bepaling van de vegetatiediversiteit van de oevertypen en de onderhoudsintensiteiten, de bijdrage van de verschillende oevertypen en onderhoudsintensiteiten aan de totale diversiteit binnen het gebied te bepalen. Daarbij is ook de relatieve bedekking van de soorten per oevertype bepaald. De hiervoor gebruikte bewerkingen zullen hieronder worden uitgelegd.

2.4.1 Bepaling van het maximaal aan soorten en de vegetatiediversiteit

De Shannon-wiener index en de Chao index (S_{max}) worden gebruikt om de vegetatiediversiteit te berekenen per oevertype en onderhoudsintensiteit. Aan de hand van de S_{max} wordt het maximale aantal soorten berekend dat op een oever bij een bepaalde onderhoudsintensiteit kan voorkomen. Dit wordt gedaan aan de hand van de volgende formule (Boer et al., 2012):

$$S_{max} = S_{obs} \left(\frac{a^2}{2b} \right)$$

Waarin a alle soorten zijn die een bedekking hebben van 1% en b alle soorten zijn die een bedekking hebben van 2%. S_{obs} is het totaal aantal verschillende soorten die geteld is op de oever.

Per type oever (flauw, plas/dras, steil, beschoeid, heterogeen, breed en smal) is de S_{max} bepaald per jaar (2007-2011). Voor het onderhoud is per intensiteit de S_{max} bepaald per jaar (2007-2011).

De soortendiversiteit wordt berekend aan de hand van de Shannon-wiener diversiteitsindex en de Shannon evenness (Heip, 1974) en (Chao en Shen, 2003).

$$H = - \sum_{i=1}^S \pi_i \log(\pi_i)$$

S is hierin het totaal aan bedekking op de oever en π_i het relatieve voorkomen van deze soorten i op de oevers. De gelijkmatigheid wordt berekend aan de hand van de Shannon gelijkmatigheid (Evenness) formule (Beisel et al., 2003):

$$J = \frac{H}{\ln(S)}$$

De waardes die uit deze formules komen verklaren de soorten variatie die een oever heeft en hoe deze afhankelijk is van de bedekking. Waardes voor de J liggen tussen de 0 en de 1. Een grote waarde voor J geeft aan dat een oever een evenredige bedekking heeft van de verschillende soorten. Hoe hoger de waarde voor H hoe hoger de diversiteit op de oever (Chao en Shen, 2003).

Ook de diversiteits index en de gelijkmatigheid zijn berekend per type oever of intensiteit per jaar (2007-2011).

2.4.2 Bepaling van de bijdrage aan de totale diversiteit

Met de α , β en γ diversiteit wordt bepaald welk oevertype het meeste bijdraagt aan de totale diversiteit in het gebied.

$$\gamma = \alpha + \beta$$

Hierin is γ de totale diversiteit in het gebied, α de diversiteit van het individuele oevertype. De β diversiteit geeft aan hoeveel een oevertype bijdraagt aan de totale diversiteit binnen het gebied. Wanneer β klein is geeft dit aan dat α een grote bijdrage levert aan de totale diversiteit van het gebied (Magurran, 2004) (Jost, 2007).

2.4.3 Bepaling van de relatieve bedekking van de verschillende soorten op de oever

Per oevertype is bepaald welke soorten het meeste voorkomen aan de hand van de relatieve bedekking per oevertype (Boer et al., 2012). De relatieve bedekking is in dit geval (Boer et al., 2012):

$$\% \text{ relatieve bedekking per oevertype} = \frac{\% \text{ bedekking individuele soort}}{\text{som } \% \text{ bedekking alle soorten}} * 100\%$$

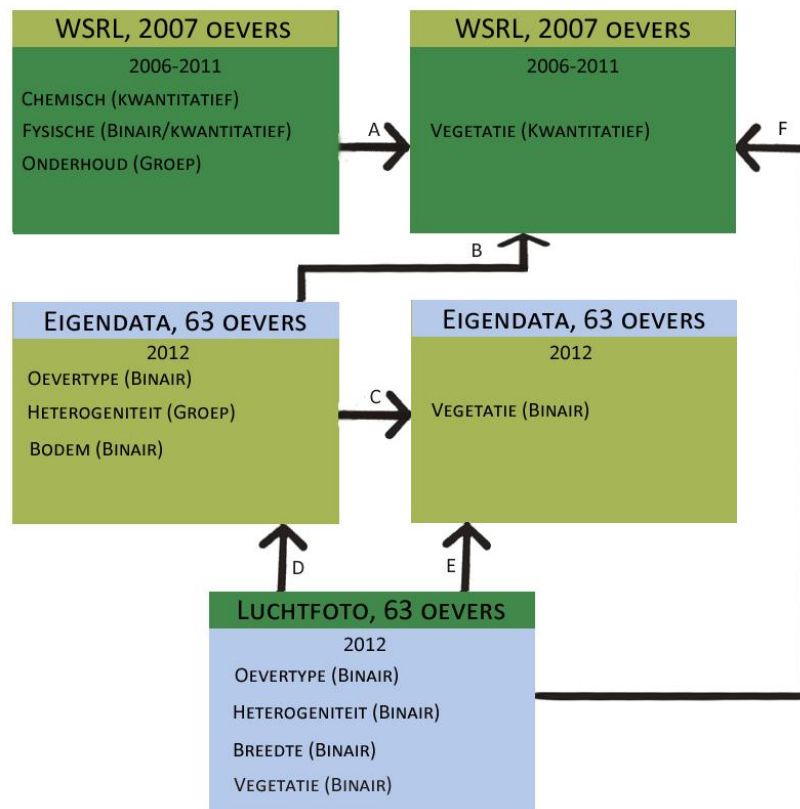
2.5 Analyse methoden

Zoals hierboven beschreven zijn er voor de analyse vijf verschillende datasets beschikbaar. Een overzicht van de verschillende koppelingen in de analyse is schematisch weergegeven in Figuur 17 worden hieronder met de

bijbehorende methode toegelicht. Uitleg van de verschillende analyse methoden is te vinden in bijlage 7.1 en 7.2.

De resultaten die uit de koppelingen A,B,C en F komen geven antwoord op de onderzoeksvraag; Bepalen oevertype en onderhoud de vegetatie op de oever?

De resultaten die uit de koppelingen D en E komen geven antwoord op de onderzoeksvraag; Kan de diversiteit van een oevervegetatie beoordeeld worden aan de hand van een luchtfoto?



Figuur 17 Schematische weergave van de datasets en de analyse.

2.5.1 Chemische gegevens WSRL gekoppeld aan de vegetatieve gegevens WSRL (koppeling A)

Aan het einde van deze stap is duidelijk wat de invloed is van onderhoud op de vegetatiediversiteit. Hoe de chemische en fysische factoren samenhangen met de vegetatie op de verschillende oevers en hoe het onderhoud samenhangt met de chemische en fysische factoren.

In deze stap worden de twee datasets die verkregen zijn uit de gegevens van het waterschap tegen elkaar getest. Deze datasets bevatten verschillende typen gegevens zowel kwantitatief, gegroepeerde gegevens en binaire variabelen.

In de multivariate analyse wordt een CCA toegepast omdat met een DCA is vastgesteld dat de gradiënt van de vegetatie gegevens langer dan 3 is (Bijlage 7.3.1, Tabel 12). Bij het uitvoeren van de CCA is gelet op de Variance Inflation Factor (VIF) van de omgevingsvariabelen. Heeft een variabele een VIF groter dan 20 dan duidt dit op een samenhang met andere variabelen. Variabelen met een VIF groter dan 20 worden vervolgens niet meegenomen in de analyse. Niet alleen relaties tussen de chemisch-fysische gegevens en vegetatie worden onderzocht ook de relaties tussen het onderhoud en de fysische en chemische toestand. Afhankelijk van het type gegevens wordt de analyse methode gekozen.

De relatie tussen de verschillende typen onderhoud met de chemische en de fysische gegevens wordt benaderd met een Pearson Correlatie. Evenals de relatie tussen de chemische gegevens en de fysische. Gekozen is hier voor een Pearson Correlatie omdat gesproken kan worden van kwantitatief verdeelde gegevens (Field, 2005).

Voor de relatie tussen binair verdeelde fysische gegevens met de chemische toestand of het onderhoud wordt een logistische regressie gebruikt (Braak en Looman, 1995).

De relaties tussen de S_{max} voor de onderhoudsintensiteiten zijn normaal verdeeld (Shapiro-Wilk test voor normaliteit $p=0.069$)(bijlage 7.9, Tabel 30). Met een ANOVA en tukey test worden vervolgens de verschillen tussen de onderhoudsintensiteiten geanalyseerd. De Shannon H voor de onderhoudsintensiteiten is normaal verdeeld (Shapiro-Wilk test voor normaliteit $p=0.252$) (bijlage 7.9, Tabel 30). Met een ANOVA en tukey test wordt ook de Shannon H vervolgens geanalyseerd op verschillen tussen de onderhoudsintensiteiten. De Shannon J voor de verschillende intensiteiten van onderhoud is net als de S_{max} en de Shannon H normaal verdeeld (Shapiro-Wilk test voor normaliteit $p=0.763$)(bijlage 7.9, Tabel 30). Ook de Shannon J is vervolgens met een ANOVA en tukey test geanalyseerd op verschillen tussen de onderhoudsintensiteiten (Boer et al., 2012).

2.5.2 Oevertypen gekoppeld aan WSRL vegetatie (koppeling B)

Aan het einde van deze stap is duidelijk wat de invloed van de verschillende oevertypen is op de soortendiversiteit van het gebied en hoe de individuele oevertypen samenhangen met de verschillende soorten.

De 63 oevers die in het veld zijn bezocht worden geselecteerd uit de vegetatie dataset van het waterschap. Zo ontstaat een dataset van 63 oevers over de jaren 2006 tot 2011. Op deze manier kan de vegetatie gegevens verkregen bij het waterschap geanalyseerd worden op basis van de fysische gegevens van de oevers die in het veld verzameld zijn.

De berekende S_{max} , soorten diversiteit (Shannon H) en de gelijkmatigheid (Shannon J) voor de oevertypen worden getest op groepsverschillen. De S_{max} voor de oevertypen, (test voor normaliteit $p=0.661$), de Shannon H (test voor normaliteit $p=0.127$) en de Shannon J (test voor normaliteit $p=0.120$) zijn alle drie normaal verdeeld. Hierna worden ze individueel met behulp van een ANOVA geanalyseerd op verschillen tussen de oevertypen.

Met behulp van het berekende relatieve voorkomen van soorten wordt bepaald welke soorten relatief minder dan 1% voorkomen hebben op een oevertypen. Deze soorten worden niet meegenomen in de multivariate analyse. Op deze manier worden enkel de meest voorkomende soorten meegenomen zodat duidelijk is welke soorten belangrijk zijn voor het gebied en de verschillende oevertypen. De correlatie tussen de oevertypen en de deze soorten met een voorkomen van minstens 1% wordt in een CCA geanalyseerd (gradiënt >3 , bijlage 7.3.1, Tabel 12). De correlatie tussen de soorten en de oevertypen wordt vervolgens geplot in een correlatie diagram.

2.5.3 Eigen fysische gegevens gekoppeld aan verzamelde vegetatie gegevens (koppeling C)

De gegevens van de omgevingsfactoren en de vegetatie die waargenomen zijn in het veld worden hier met elkaar vergeleken. Het gaat hier om enkel binaire gegevens. Aan het eind van deze stap is duidelijk wat de relatie is tussen de verschillende vegetatie in het veld en de verschillende oevertypen.

In kolomdiagrammen is per oevertypen weergegeven op hoeveel oevers van dat type elk vegetatie type aanwezig was. Dit is gedaan om een overzichtelijk beeld te krijgen van de geobserveerde vegetatie per oevertypen.

Met een PCA zijn de vegetatiegegevens die verzameld zijn in het veld geanalyseerd. In een ordinatiediaagram zijn de monsterpunten en de vegetatie geplot waarna vervolgens per monsterpunt is aangegeven tot wat voor oevertypen die oever behoort. Op deze manier wordt de relatie tussen de ligging van de verschillende oevertypen ten opzichte van de vegetatie duidelijk. De relatie tussen de oevertypen en de geobserveerde vegetatie wordt benaderd met een 'crosstabs' chi-square test.

In een multivariate analyse wordt met een RDA (gradiënt <3 , bijlage 7.3.2, Tabel 14) de omgevingsfactoren geanalyseerd met de vegetatie gegevens voor. Als opties is gekozen voor 'inter-sample distances' omdat de interesse voornamelijk ligt op de relatie tussen de verschillende monsterpunten en hoe deze bepaald worden door vegetatie en de omgevingsfactoren. Aan de hand van de RDA wordt duidelijk voor hoeveel procent het oevertypen de waargenomen vegetatie verklaard, en wat de onderlinge relaties tussen oevertypen en vegetatie zijn.

2.5.4 Luchtfoto gegevens gekoppeld aan eigen fysische gegevens (koppeling D)

Aan het eind van deze stap is duidelijk welke oevertypen herkenbaar zijn vanaf een luchtfoto.

De gegevens die waargenomen zijn vanaf een luchtfoto worden in deze stap gevalideerd met de waargenomen heterogeniteit en oevertypen in het veld. Dit wordt gedaan met behulp van percentages juist en onjuist gescoorde oevers. In kolomdiagrammen worden vervolgens de verschillen in scores weergegeven.

2.5.5 Vegetatie zichtbaar op de luchtfoto gekoppeld aan de eigen vegetatie (koppeling E)

Aan het eind van deze stap is duidelijk of het mogelijk is een inschatting te maken van de vegetatie op een oever aan de hand van een luchtfoto.

Voor deze koppeling wordt dezelfde aanpak gehanteerd voor de vegetatie als in koppeling D voor de heterogeniteit en de oevertypes.

2.5.6 Breedte geobserveerd op de luchtfoto gekoppeld aan de WSRL vegetatie (Koppeling F)

Aan het eind van deze stap is duidelijk of de breedte van een oever invloed heeft op de vegetatie samenstelling.

Om te zien of er een verschil is tussen de vegetatie op de brede en de smalle oevers wordt de vegetatie gegevens verkregen bij het waterschap geanalyseerd met een CA. Hierna is een ordinatiediaagram geplot van de verschillende oeverpunten. In dit diagram zijn de oevers geselecteerd die als breed of als smal zijn geclassificeerd.

2.6 Validatie van de monsterpunten bezocht in het veld (overige analyses)

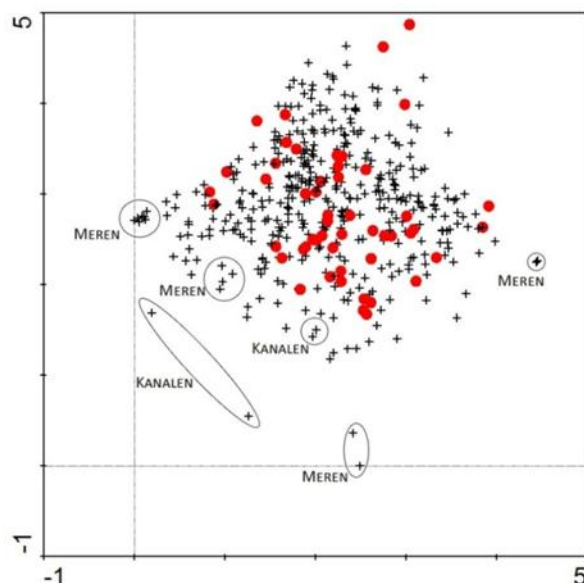
Om te bepalen of de bezochte oevers een goede weergave zijn van het totale beeld aan oevers in het gebied zijn drie analyses vanuit drie invalshoeken gedaan; vanuit de vegetatie, de oevertypen en de chemische factoren. De vegetatie gegevens van alle 2007 oevers in het gebied zijn met een CA geanalyseerd waarbij gekozen is voor de optie 'downweighting of rare species' om het effect van de minder voorkomende soorten te minimaliseren. Hierna is een ordinatiediaagram geplot van de verschillende oeverpunten. Wanneer het diagram geplot is wordt een boog effect waargenomen wat nadelig kan uitvallen bij de analyse van het diagram, om dit boog effect te voorkomen en een betere spreiding te krijgen van de punten is gekozen een DCA uit te voeren (Braak en Smilauer, 2002). Hierbij is ook weer gekozen voor 'downweighting of rare species'. In het ordinatiediaagram worden de 63 oeverpunten geselecteerd die bij het veldwerk bezocht zijn. Op deze manier is een spreiding te zien van de verschillende punten ten opzichte van alle oeverpunten.

Ditzelfde is gedaan voor de verschillende oevertypen. Deze zijn echter geanalyseerd met een PCA omdat het hier om binaire gegevens gaat en een lineaire analyse methode toepasbaar is (Braak en Smilauer, 2002; Jongman et al., 1987). De set met gegevens van de oeverkenmerken bestaat uit verschillende factoren, het oevertype, meandering, oeversoort (aarden, beschoeid etc.), stroming in de watergang. Als schaling is gekozen voor de 'inter-sample distances' zodat voornamelijk de verschillen tussen de oevers benaderd worden. Hierna is ook weer het ordinatiediaagram van de verschillende oeverpunten geplot en zijn de 63 bezochte oevers geselecteerd binnen het diagram.

De Chemische eigenschappen van de oevers zijn geanalyseerd met een PCA waarbij als schaling ook gekozen is voor de 'inter-sample distances'. Omdat de chemische waarden verschillende eenheden bevatten is voor deze analyse ook gekozen de gegevens te standaardiseren door te kiezen voor de optie 'divide by standard deviation'. Hierna is weer een ordinatiediaagram geplot van de verschillende oeverpunten en zijn de 63 oevers geselecteerd.

2.6.1 Vegetatie

In Figuur 18 is de spreiding van de 63 monsterpunten te zien aan de hand van de vegetatie. De 63 monsterpunten zijn gecentreerd met enkele pieken naar rechts en omhoog. Te zien is dat er geen van de monsterpunten links en links onder in het diagram liggen. Bij nader inzoomen blijken deze oevers voornamelijk bredere watergangen (de kanalen) te zijn. Ook liggen hier voornamelijk de KRW types M20 en M12 die duiden op meren en type M06 die duidt op kanalen. Dit zijn waterlichamen die in de veldanalyse niet zijn meegenomen. Voor de oevers die wel in het veldwerk zijn meegenomen is een gelijkmatige spreiding te zien. De oevers van de 63 monsterpunten behoren van veen kanalen tot smalle poldersloten. Mogelijk zijn



tijdens het veldwerk ook enkele smalle veenkanalen meegenomen. Over het centrum is een gelijkmatige spreiding te zien van de 63 monsterpunten. Dit geeft aan dat de monsterpunten een goede weergave lijken te zijn voor de rest van de oevers.

2.6.2 Oever kenmerken

In Figuur 19 is duidelijk te zien dat er een evenredige spreiding is van de 63 monsterpunten over het totaal aan 2007 punten. Dit houdt in dat er een goede verdeling is van de kenmerken van de oevers en dat de selectie van monsterpunten met betrekking tot de kenmerken van de oevers een goede weergave is voor de rest van de oevers.

2.6.3 Chemische eigenschappen

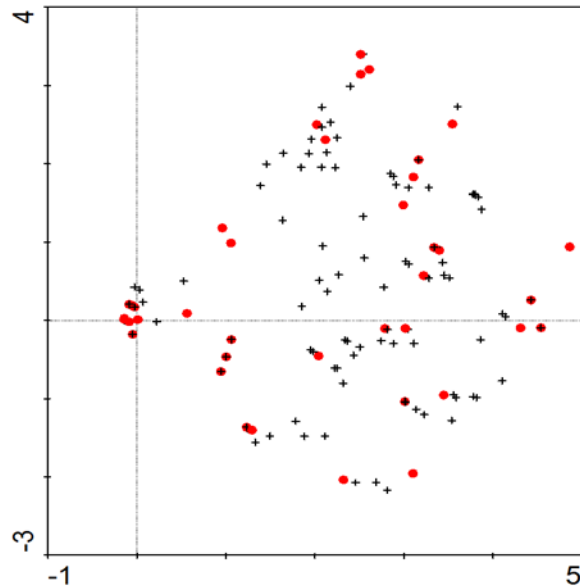
Ook hier zijn de 63 monsterpunten gecentreerd en liggen enkelen meer naar de linkerkant terwijl aan de rechterkant een groot vlak buiten beschouwing blijft (Figuur 20). Net als voor de vegetatie gegevens geldt dat het hier gaat om meren en kanalen en bredere watergangen. In het centrum en de rechterkant is een vrij mooie spreiding te zien. De oevers die onder deze punten vallen zijn voornamelijk sloten, laagveen vaarten en kanalen en ondiepe kanalen. Dit zijn voornamelijk ook waterlichamen die bezocht zijn tijdens het veldwerk. Dit duidt erop dat ook voor de chemische eigenschappen de monsterpunten een goede reflectie zijn voor de rest van de oevers.

2.6.4 Conclusie

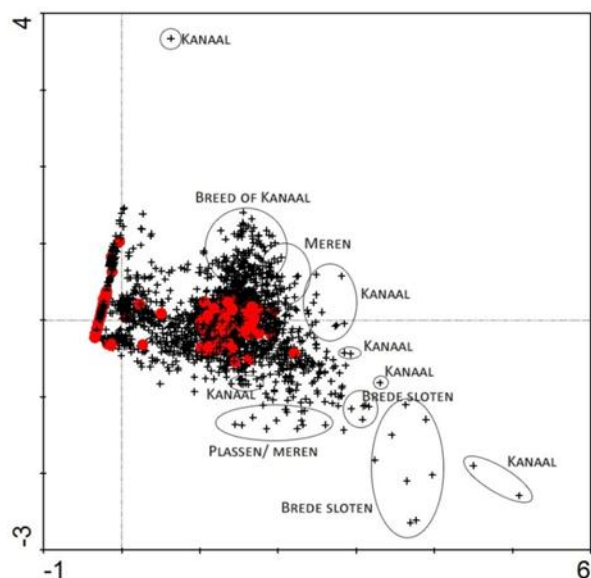
De reden dat in sommige diagrammen een deel lijkt te missen heeft te maken met het doel van het veldwerk, gezien beoogd is voornamelijk sloten en smallere watergangen mee te nemen is het aannemelijk dat plassen en meren, kanalen en brede watergangen buiten het spectrum van de monsterpunten vallen.

Uit deze drie analyses valt op te maken dat de 63 monsterpunten een goede afspiegeling zijn voor de oevers van sloten van de rest van de oevers in het gebied.

Figuur 18 Ordinatiediaagram van de WSRL vegetatiedata met een DCA door segmenten met 'downweighting of rare species'. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as met de spreiding van de 63 monsterpunten. De kruisjes zijn de 2007 monsterpunten, de cirkels de 63 monsterpunten.



Figuur 19 Ordinatiediaagram van de WSRL oeverkenmerken gegevens. PCA met 'inter-sample distances'. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as met de spreiding van de 63 monsterpunten. De kruisjes zijn de 2007 monsterpunten, de cirkels de 63 monsterpunten.



Figuur 20 Ordinatiediaagram van de WSRL chemische gegevens. PCA met 'inter-sample distances' en opgedeeld door de standaard deviatie. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as met de spreiding van de 63 monsterpunten. De kruisjes zijn de 2007 monsterpunten, de cirkels de 63 monsterpunten.

3 Resultaten

3.1 Relaties tussen vegetatie, oevertypen en onderhoud

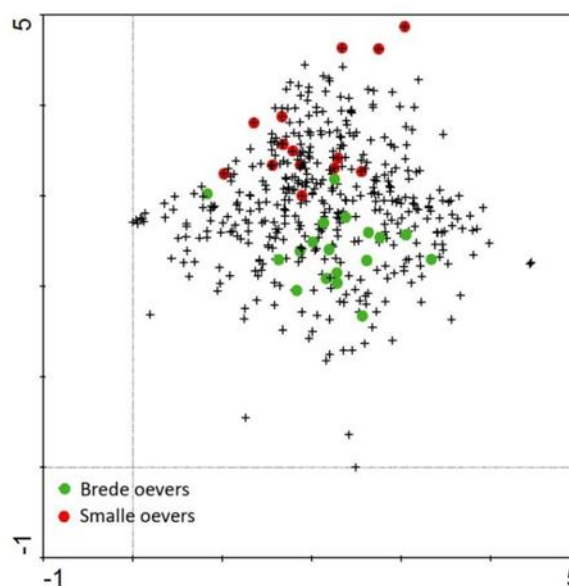
3.1.1 Oevertypen

Het verschil tussen de brede en smalle oevers is benaderd met een CA (Figuur 21). In het diagram liggen de twee groepen apart. Smalle oevers liggen aan de linker kant en brede oevers liggen aan de rechterkant in het diagram. Om de relatie te testen tussen de breedte van de oever en de steilheid van het talud wordt een chi-square test gedaan. De 0-hypothese stelt dat de breedte van de oever onafhankelijk is van de steilheid van het talud. De 0-hypothese kan niet verworpen worden (value=1.697, df=1 $p>0.05$) (bijlage 7.6, Tabel 21). Dit houdt in dat het verschil in breedte van de oever tussen de flauwe en de steile oevers niet significant is. Ook de phi en Cramer's V duiden op een zeer matige niet significante associatie tussen de breedte van de oever en het talud (phi en Cramer's $V=0.238$ $p>0.05$) (bijlage 7.6, Tabel 22). In Tabel 23 (bijlage 7.6) is weergegeven hoeveel procent van de flauwe en de steile oevers in de categorieën breed en smal vallen.

Hieruit volgt dat een meerderheid van de flauwe oevers (65%) een brede oever heeft en dat een meerderheid van de steile oevers (60%) een smalle oever heeft. Ondanks dat er geen significante relatie is tussen het talud en de oeverbreedte is er wel sprake van een trend.

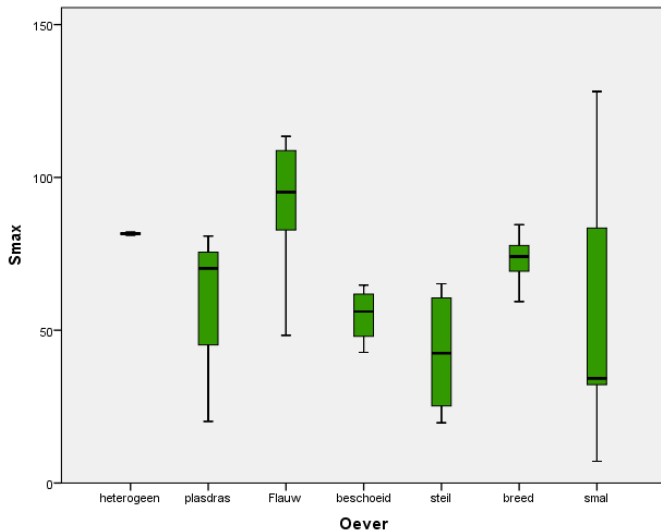
Voor de vegetatiediversiteit en het maximaal aantal soorten per oevertype zijn de Shannon-index (Shannon-H en Shannon-J) en de chao-index (S_{max}) gebruikt. Deze zijn getest op normaliteit, de tabellen en figuren zijn te vinden in bijlage 7.9. Alle drie, de S_{max} (test voor normaliteit $p=0.661$) de Shannon H (test voor normaliteit $p=0.127$) en de Shannon J (test voor normaliteit $p=0.120$) zijn normaal verdeeld (bijlage 7.9, Tabel 29). In Figuur 22 zijn deze verschillen voor de S_{max} per oevertype weergegeven, duidelijk is dat de flauwe oevers uitspringen in soortenrijkheid en de steile en beschoeide oevers hierin achterblijven. Zo is de spreiding in de S_{max} voor de heterogene oevers heel klein. Uit de gegevens blijkt dat de waarden voor de heterogene oevers tussen de 81 en 83 liggen wat deze kleine spreiding verklaart. De brede oevers zijn gemiddeld wel soortenrijker dan de steile en de beschoeide oevers, maar niet in vergelijking met de smalle oevers (Figuur 22). Dat de spreiding van de smalle oevers zo groot is ligt aan een extreem lage waarde in het eerste meetjaar (7.1) en een extreem hoge waarde in het vierde meetjaar (128.12). De andere waarden liggen tussen de 30 en 80 soorten. Beschoeide oevers hebben ook een lagere maximale soortenrijkheid dan flauwe en beschoeide oevers, maar zijn gemiddeld wel soortenrijker dan de steile oevers. Wanneer getest wordt op significantie voor de S_{max} met een ANOVA en Tukey test zijn er significante verschillen te vinden. De ANOVA duidt op een significant verschil tussen de groepen ($F=3.692$, $p=0.01$) (Bijlage 7.10, Tabel 31). De Tukey test toont een significant verschil tussen de flauwe en de steile oevers ($p=0.021$) en de heterogene en de steile oevers ($p=0.036$) (Bijlage 7.10, Tabel 32).

Voor de soorten diversiteit (Shannon-H) en de gelijkmatigheid (J) is geen significant verschil tussen de oevertypen aangetoond (ANOVA voor Shannon-H $F=1.226$ $p=0.327$ voor de gelijkmatigheid $F=1.432$, $p=0.242$). In Figuur 23 is te zien dat de Shannon H wel iets verschilt tussen de groepen maar duidelijk is waarom deze verschillen niet significant zijn. Opmerkelijk is echter dat de diversiteit op de smalle oevers vrij groot is, vergeleken met de soortenrijkdom (S_{max}) is dit een tegenovergesteld beeld. Dit terwijl de verschillen tussen de heterogene, de plas/dras, de flauwe, de beschoeide en de steile oevers afgevlakt zijn. Het verschil tussen de soortenrijkheid en de diversiteit kan verklaard worden met de aard van de gegevens. De soortenrijkheid zegt iets over het aantal soorten dat voorkomt op de oever maar niet in welke hoeveelheden deze soorten

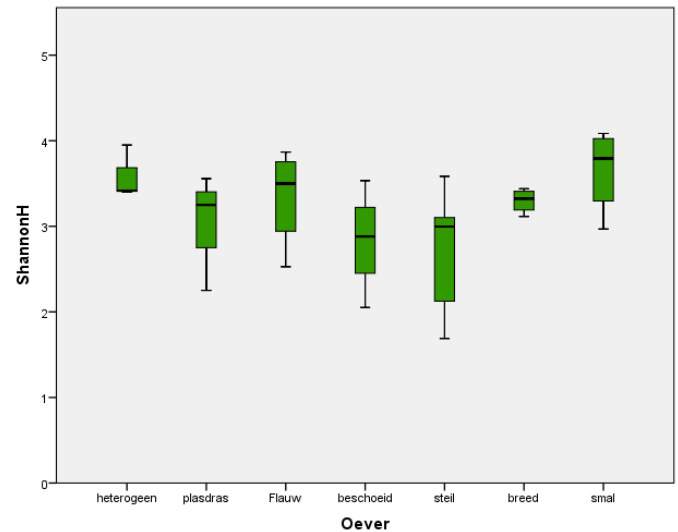


Figuur 21 CA ordinatie diagram van WSRL vegetatie gegevens. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. Geplot zijn de monsterpunten (kruisjes). De gekleurde cirkels geven de mondsterpunten weer van de brede en de smalle oevers

voorkomen. De diversiteit betreft de abundantie van de soorten wel. Dit kan verklaren waarom de verschillen tussen de heterogene, flauw en plasdras oevers minder groot zijn voor de diversiteit. Het verklaart niet waarom de smalle oevers een grotere diversiteit hebben dan brede oevers. Voor de gelijkmatigheid (Shannon J) is eenzelfde beeld te zien als voor de Shannon H. De boxplot voor de Shannon J is dan ook in bijlage 7.10 te vinden (Figuur 47).

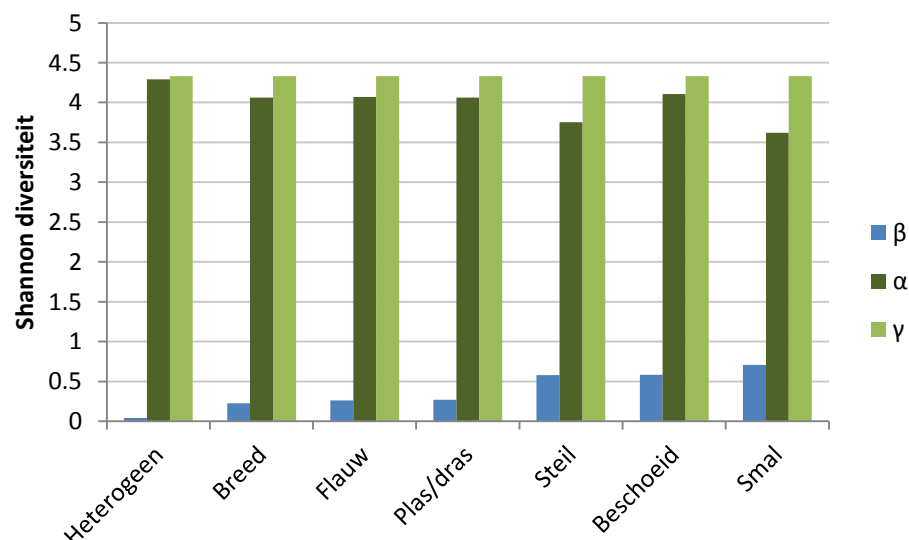


Figuur 23 Boxplot S_{max} voor de oevertype



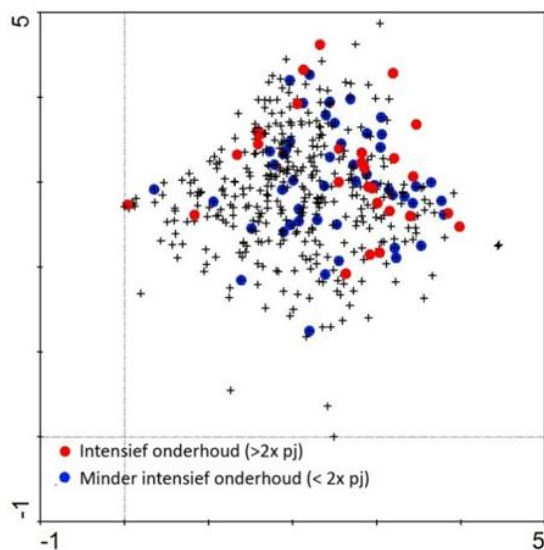
Figuur 22 Boxplot Shannon H (diversiteit) voor de oevertypen.

Aan de hand van de alfa, bèta en gamma diversiteit is de invloed van de verschillende oevers op de totale diversiteit bepaald (Figuur 24). De totale diversiteit (Shannon H) in het gebied (gamma) is 4.33 wanneer hier de diversiteit voor de verschillende oevertypen wordt afgetrokken ontstaat de bèta diversiteit. Deze bèta diversiteit is het grootste voor de smalle (0.7), de steile (0.58) en beschoeide oevers(0.58) en het laagste voor de heterogene oevers(0.04), de plas/dras (0.26) en flauwe oevers (0.26). Dit houdt in dat de heterogene oevers het meeste bijdragen aan de totale diversiteit in het gebied waarna de plas/dras en de flauwe oevers volgen.



Figuur 24 Alfa, Bèta en Gamma diversiteit van de verschillende oevertypen

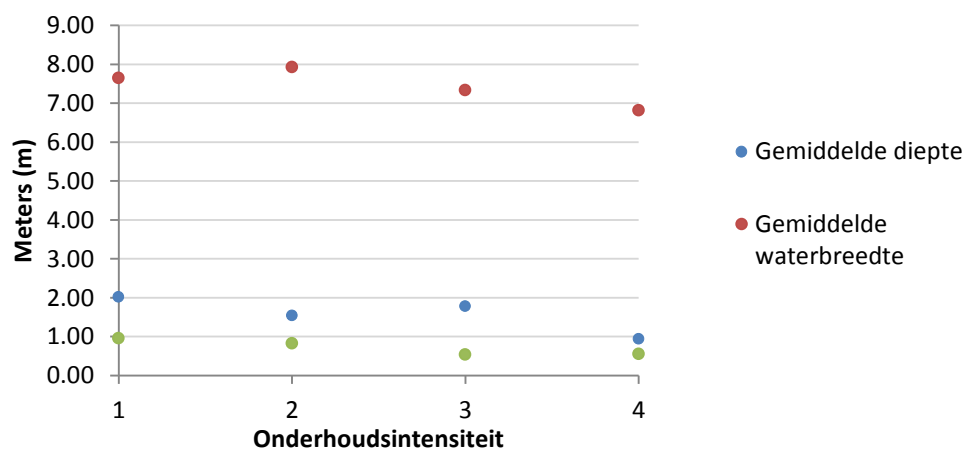
3.1.2 Onderhoud



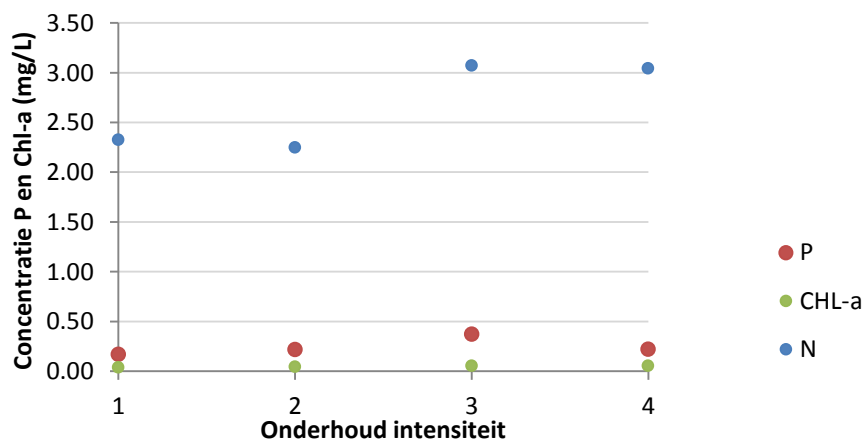
Figuur 25 CA ordinatie diagram van WSRL vegetatie gegevens. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. Geplot zijn de monsterpunten (kruisjes).

In Figuur 25 zijn de oevers waarvan het onderhoud bekend is weergegeven. Tussen de verschillende intensiteiten is weinig onderscheid te zien binnen het figuur. Dit kan komen omdat de twee categorieën vrij breed zijn genomen.

In de figuren hieronder (Figuur 26 en Figuur 27) zijn de chemische en fysische relaties weergegeven met de vier intensiteiten van onderhoud die onderscheiden zijn voor het beheersgebied van het waterschap. Er zijn twee verschillende trends te zien in de twee figuren. De gemiddelde diepte, de gemiddelde waterbreedte en de zichtdiepte nemen af met een toenemende onderhoudsintensiteit. De concentratie stikstof, fosfor en chlorofyl-A nemen toe met een toenemende onderhoudsintensiteit. De concentratie fosfor neemt echter bij de hoogste intensiteit weer af terwijl voor stikstof en chl-a de concentraties gelijk blijven.



Figuur 26 Diepte, breedte en zichtdiepte voor de verschillende onderhoudsintensiteiten. (1= <1x, 2= 1x, 3= 2-3x en 4= >3x per jaar)



Figuur 27 N, P en CHL-a concentratie voor de verschillende onderhoudsintensiteiten. (1= <1x, 2= 1x, 3= 2-3x en 4= >3x per jaar)

De relaties tussen onderhoud en de andere factoren die uit Figuur 26 en 27 naar voren komen worden met een Pearson correlatie getest op hun significantie. Hieruit volgt dat de onderhoudsintensiteit significant gecorreleerd is met de zichtdiepte (Pearson correlatie= -0.097 $p < 0.01$) (bijlage 7.7, Tabel 25). Dit houdt in dat

de zichtdiepte afneemt met een toenemende onderhoudsintensiteit. De correlatie tussen de zichtdiepte en de diepte van de watergangen is ook significant aangetoond (Pearson correlatie= 0.123 $p < 0.01$) (bijlage 7.7, Tabel 26). Voor de andere factoren is geen significante relatie kunnen aantonen met de intensiteit van het onderhoud.

In Tabel 1 is weergegeven bij hoeveel procent van het onderhoud het maaisel wordt afgevoerd. Hieruit blijkt ook dat voornamelijk bij minder intensief onderhoud het maaisel wordt afgevoerd en bij intensiever onderhoud niet meer. Wel blijkt uit Tabel 2 dat bij 53% van de oevers waar het maaisel wordt afgevoerd het onderhoud 1x per jaar wordt gedaan. Deze percentages geven aan dat er een verschil is tussen de verschillende intensiteiten in onderhoud en het afvoeren van het maaisel.

Tabel 1 Percentages per onderhouds-intensiteit waarvan het maaisel wordt afgevoerd.

Intensiteit	1-2x per 3 jaar	1x per jaar	2-3x per jaar
afvoeren	11.90%	3.30%	0.33%

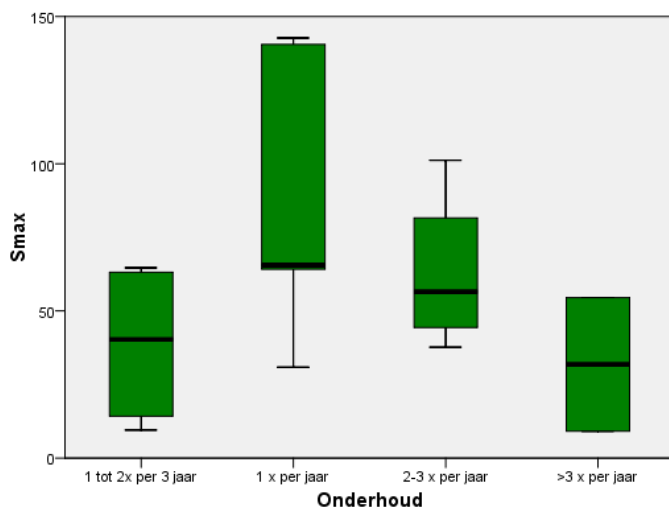
Tabel 2 Verdeling van de oevers per onderhouds-intensiteit met betrekking tot het afvoeren van het maaisel.

Intensiteit	Oevers waarop het maaisel wordt afgevoerd
1-2x per 3 jaar	31.09 %
1x per jaar	52.85%
2-3x per jaar	3.11%
onbekend	12.95%
totaal	100%

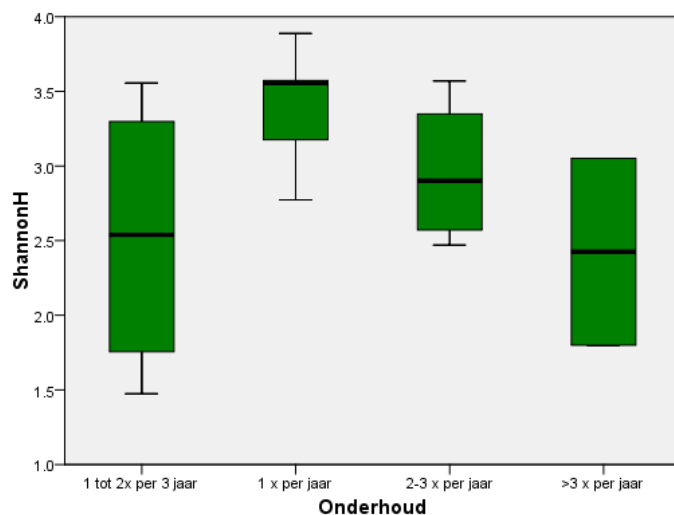
Dat de zichtdiepte in de watergangen met minder intensief onderhoud beter is kan mogelijk verklaard worden aan de hoeveelheid chlorofyl-A. Neemt de zichtdiepte toe dan neemt de chlorofyl-A af (Figuur 26 en Figuur 27). Deze correlatie is ook significant (Pearson correlatie= 0.326 $p < 0.01$) (bijlage 7.7, Tabel 27). In de watergangen met een minder intensief beheer zijn de concentraties stikstof (N) en die van fosfor (P) beduidend lager. Voor de stikstof liggen de waarden vrij hoog, boven het Europees toegestane gemiddelde van 2.2 mg/L (Knotters, 2005). De piek ligt bij een beheer van 2-3x per jaar (3.07 mg/L). Voor de Fosfor is er een piek te zien van 0.37 mg/L bij een beheer van 2-3x per jaar, echter bij een beheer van >3x per jaar is er een gemiddelde gevonden van 0.22 mg/L. Men zou verwachten dat bij de oevers waar het maaisel wordt afgevoerd de hoeveelheid nutriënten in het water aanzienlijk minder is dan op de oevers waar het maaisel blijft liggen. Wanneer maaisel blijft liggen op de oever kan dit door regen en wind in het water terecht komen waarna door afbraak van het organische materiaal de nutriënten terechtkomen in het water. Uit Tabel 3 blijkt echter dat dit niet het geval is, het verschil dat afvoeren brengt is voor de concentratie stikstof enkel 2.2% en voor de concentratie Fosfor enkel 7.4%. Er is dan ook geen significante relatie gevonden tussen het afvoeren van maaisel en de concentratie stikstof en fosfor (logistische regressie Wald= 0.863, df=1, $p=0.353$) (bijlage 7.8, Tabel 28).

Tabel 3 Verschil in afvoeren van maaisel in de gemiddelde concentraties N en P

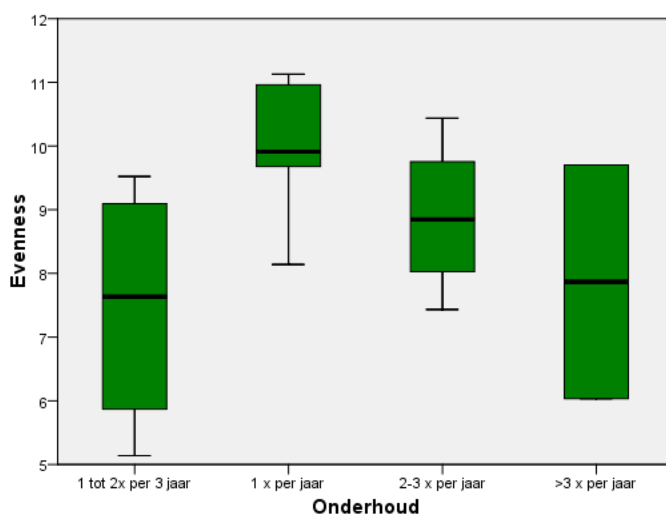
	N	P
Afvoeren	2.42	0.21
Niet afvoeren	2.47	0.23
% verschil	2.2	7.4



Figuur 28 Boxplot Maximale soorten diversiteit (S_{max}) per onderhoudsintensiteit.



Figuur 29 Boxplot Shannon diversiteit per onderhoudsintensiteit



Figuur 30 Boxplot Shannon gelijkmatigheid per onderhoudsintensiteit.

Voor de verschillende intensiteiten van onderhoud zijn de S_{max} , de Shannon H en de Shannon J (Evenness of gelijkmatigheid) uitgerekend. De resultaten zijn hieronder in Figuur 28 t/m Figuur 30 weergegeven.

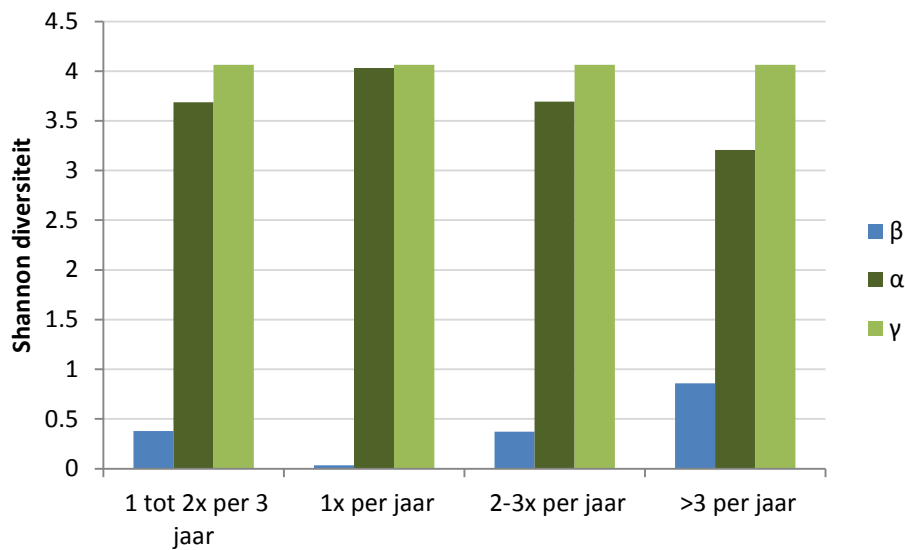
In Figuur 28 is de S_{max} in een boxplot weergegeven voor de verschillende onderhoudsintensiteiten. Een onderhoud van 1 keer per jaar heeft een groter maximaal aantal soorten dan de andere intensiteiten. Deze verschillen in S_{max} tussen de verschillende intensiteiten zijn getest op significantie. De S_{max} is normaal verdeeld (Shapiro-Wilk test voor normaliteit $p=0.069$)(bijlage 7.9, Tabel 30). Met een ANOVA test is geen significant verschil gevonden voor de intensiteit (ANOVA $F=1.756$, $p=0.198$) (Bijlage 7.10, Tabel 34).

In Figuur 29 is de Shannon H in een boxplot weergegeven voor de verschillende intensiteiten van onderhoud. Ook voor de Shannon H is een piek te zien bij een onderhoud van 1 keer per jaar.

De soorten diversiteitsindex (Shannon H) is wel normaal verdeeld (Shapiro-Wilk test voor normaliteit $p=0.252$) (bijlage 7.9, Tabel 30). De relatie tussen onderhoud en Shannon H wordt getest met een one-way ANOVA en is echter niet significant (ANOVA $F=1.667$, $p=0.231$) (Bijlage 7.10, Tabel 33).

De gelijkmatigheid (Shannon J, Evenness) is evenals de Shannon H normaal verdeeld (Shapiro-Wilk test voor normaliteit $p=0.763$)(bijlage 7.9, Tabel 30). De onderhouds-intensiteiten verschillen niet significant wat ook duidelijk uit figuur 30 naar voren komt (ANOVA $F=0.645$, $p=0.601$) (Bijlage 7.10, Tabel 33). Ondanks dat de verschillen niet significant zijn is er wel een trend te zien. De intensiteit van 1 keer per jaar onderhoud heeft zowel een grotere maximale soortenrijkheid, een grotere diversiteit als een grotere gelijkmatigheidsindex (een gemiddeld verschil voor de gelijkmatigheid van 0.02 ten opzichte van een intensiteit van 1 tot 2 keer per 3 jaar, bijlage 7.10, Tabel 33). Dit houdt in dat voor een intensiteit van 1 keer per jaar de soorten diversiteit het grootste is. De soorten die op deze oevers met een intensiteit van 1 keer per jaar voorkomen zijn het gelijkmatigst verdeeld ten opzichte van de andere onderhouds-intensiteiten.

De verschillen tussen de andere groepen zijn niet groot. Een intensiteit van 2 tot 3 keer per jaar komt op een tweede plaats waarna een onderhoud van 1 tot 2 keer per jaar en meer dan 3 keer per jaar komen.



Figuur 31 Alfa, Bèta en Gamma diversiteit voor de verschillende onderhoudsintensiteiten.

Figuur 31 toont de alfa, beta en gamma diversiteit voor het onderhoudsintensiteiten. Ook hier kan dezelfde conclusie worden getrokken als voor de S_{max} , Shannon H en de Evenness. Een intensiteit van 1 keer per jaar draagt voor dit gebied het meeste bij aan de totale diversiteit (Alfa is groot en Bèta is klein). De oevers waar minder dan 1 keer per jaar of 2 tot 3 keer per jaar wordt onderhouden dragen bijna evenveel bij aan de totale diversiteit van het gebied. Een intensiteit bereikt wordt van meer dan 3 keer per jaar draagt het minste bij aan de totale diversiteit van het gebied.

3.1.3 Multivariate relaties tussen vegetatie, oevertype, onderhoud en chemie

In figuur 32 is het ordinatie diagram van de CCA weergegeven (gradiënt >3 zie bijlage 7.3, Tabel 12). Vanwege een hoge inflatie factor ($VIF > 20$) zijn de pH en de temperatuur (T) uit de analyse weggelaten. De resultaten van de CCA zijn weergegeven in Tabel 5.

De totale inertia (totale variatie) die aan de hand van de dataset verklaard kan worden is 9.359. De omgevingsfactoren verklaren 6.75% van de totale variatie. Voor de individuele factoren is de verklaring per factor in tabel 6 hieronder weergegeven. Uit tabel 6 blijkt dat het oevertype in totaal 2.87% verklaart van de totale variatie, de chemische toestand 1.47%, de fysische toestand 1.42% en het onderhoud enkel 1.00%. In het ordinatie diagram (Figuur 32) zijn drie pijlen te zien die langer zijn dan de andere pijlen. Het gaat om de breedte, het onderhoud en de stikstof concentratie. Deze drie factoren hebben een belangrijkere invloed op de variatie dan de andere factoren. Volgens tabel 6 hebben steil talud, het peilbeheer en de concentratie chl-a een grote invloed op de totale variatie. Omdat steil talud en peilbeheer nominale variabelen zijn is uit Figuur 32 niet direct de grootte van hun invloed af te leiden. In het ordinatie diagram is te zien dat de diepte van het water een nauwe relatie toont met de breedte van de watergang. Het peilbeheer ligt in het verlengde van de pijl van het onderhoud wat duidt op een onderling verband tussen onderhoud en peilbeheer. Fosfor en stikstof lijken onderling verband te hebben en met het onderhoud. De concentraties stikstof en fosfor hebben associatie met de concentratie chl-a. Wel heeft de concentratie chl-a een matige associatie met de zichtdiepte. De stikstofconcentratie toont een matige relatie met het afvoeren van het maaisel (afvoeren) wanneer de pijl van stikstof wordt doorgetrokken. Het afvoeren van het maaisel toont een relatie met de zichtdiepte en met een oever met flauw talud (taludfl). De leeftijd van de oever (sinds de aanleg van de natuurvriendelijke oever) heeft geen grote invloed op de totale variatie.

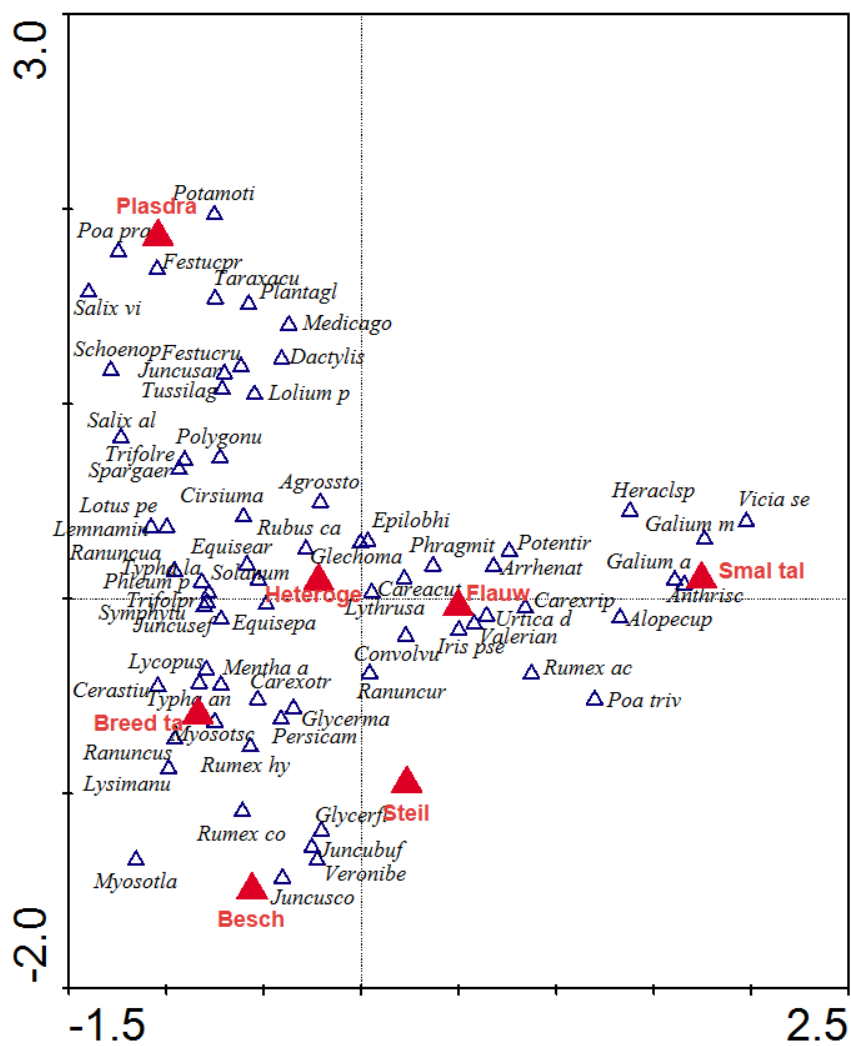
De verschillende oevertypen (flauw, steil, talud 90, talud15, talud13, talud 12) liggen verspreid over het figuur wat erop duidt dat ze een verschillende invloed op de vegetatie hebben.

Tabel 6 Maximale verklaring van de individuele chemische en fysische factoren.

	Factor	Maximale verklaring	Percentage verklaring van totaal (9.359)
Oevertype	Talud steil	0.072	0.77
	Talud flauw	0.035	0.37
	Talud 15%	0.034	0.36
	Talud 13%	0.032	0.34
	Talud 90%	0.027	0.29
	Talud plasberm	0.026	0.28
	Talud 12%	0.025	0.27
	Talud drasberm	0.018	0.19
	Totaal	0.269	2.87
Chemisch	Chl-a (mg/L)	0.045	0.48
	N (mg/L)	0.033	0.35
	O2 (mg/L)	0.033	0.35
	P (mg/L)	0.027	0.29
	totaal	0.138	1.47
Fysisch	Breedte watergang (m)	0.037	0.40
	Diepte gemiddeld (m)	0.025	0.27
	Leeftijd (jaar)	0.025	0.27
	Meanderen	0.024	0.26
	Zicht (m)	0.021	0.22
	Totaal	0.132	1.42
Onderhoud	Peilbeheer	0.056	0.60
	Onderhoud	0.023	0.25
	Afvoeren maaisel	0.014	0.15
	Totaal	0.093	1.00

Aan de hand van de berekening van het relatieve voorkomen van soorten zijn de soorten bepaald die per oever een voorkomen van minimaal 1 procent hebben. Het gaat hier om een totaal van 69 soorten. De lijst met soorten per individuele oever is te vinden in bijlage 7.11, Tabel 37.

Vervolgens worden deze 69 soorten gekoppeld aan de oevertypen om een relatie te vinden tussen oevertype, soortensamenstelling en soortendiversiteit. Een CCA is gedaan omdat de gradiënt vrij lang is (Bijlage 7.3, Tabel 13). De resultaten van de CCA zijn weergegeven in figuur 33 en Tabel 7.



Figuur 33 CCA Ordinatiediaagram van de WSRL vegetatiedata met de oevertypen uit de velddata. Met 'inter-sample distances' en downweighting of rare species. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. Zichtbaar zijn de soorten en de omgevingsfactoren.

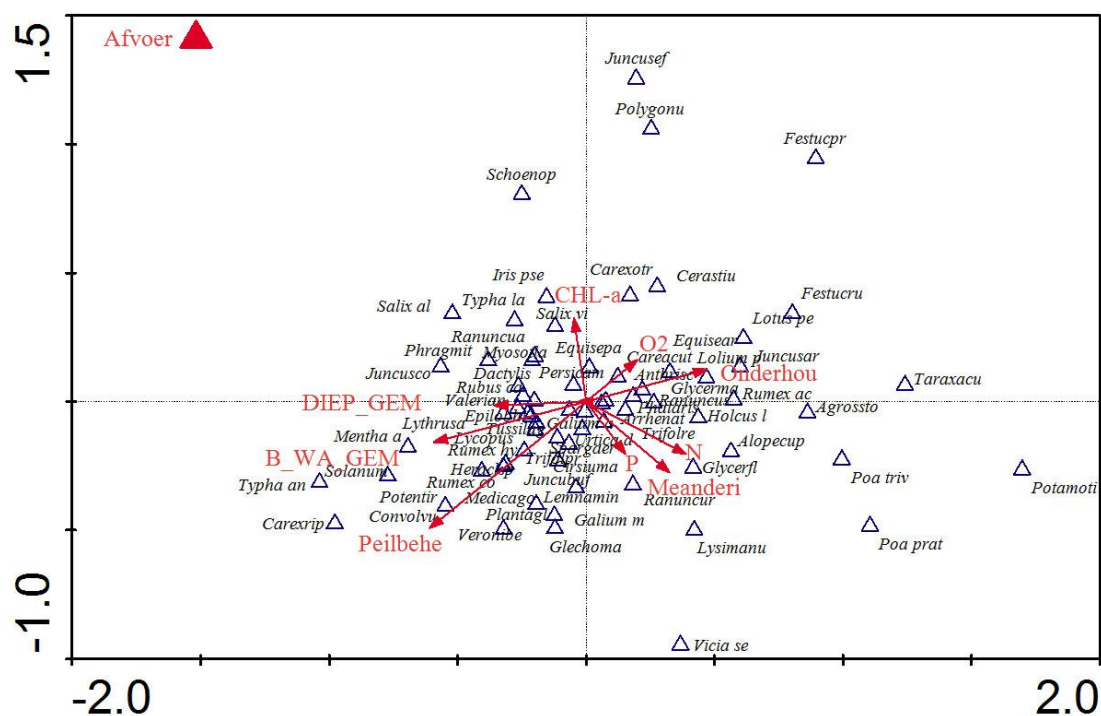
Tabel 7 Resultaten van de CCA voor de vegetatie van de veldpunten.

Axes	1	2	3	4	Totale inertia
Eigenvalues	0.341	0.191	0.158	0.140	5.282
Species-environment correlations	0.878	0.787	0.728	0.738	
Cumulative percentage variance of species gegevens	6.5	10.1	13.1	15.7	
Cumulative percentage variance of species-environment relation	33.2	51.9	67.2	80.9	
Sum of all eigenvalues					5.282
Sum of all canonical eigenvalues					1.027

Het oevertype verklaart aan de hand van een CCA 19.4% van de totale variatie in de dataset. In Figuur 33 zijn de onderlinge relaties tussen soorten en oevertypes af te leiden. Rond de plas/dras, de heterogene, de flauwe en de brede oevers liggen de meeste soorten. Rond de smalle oevers zijn minder soorten geclusterd. De steile en beschoeide oevers hebben ook hier duidelijk minder soorten die direct met deze oevers samenhangen. De flauwe en brede oevers hebben duidelijk soorten die samenhangen met deze oevertypen, voor de flauwe oevers zijn dit onder andere de Gele Iris (*Iris pseudacorus*), Grote Valeriaan (*Valeriana officinalis*) en de Brandnetel (*Urtica dioica*) voor de brede oevers zijn dit de Watermuur (*Myosoton aquaticum*), Blaartrekkende boterbloem (*Ranunculus sceleratus*) en de Kleine Lisdodde (*Typha angustifolia*).

Enkele soorten komen op maar een oevertype voor boven het 1 procent niveau. In het diagram van de CCA (Figuur 33) zijn dit ook de soorten die nauw verband hebben met een specifiek oevertype. De steile oevers hebben volgens de berekening van het relatieve voorkomen van soorten wel soorten heeft die alleen op de steile oevers voorkomen en niet op andere oevertypen. Dit is echter niet uit het CCA diagram te achterhalen. De heterogene oevers daarentegen hebben geen soorten die niet op de andere oevertypen voorkomen, voornamelijk ook omdat de heterogene oevers hoofdzakelijk de plas/dras, de beschoeide en de flauwe oevers beslaan.

De 69 soorten worden in een CCA gekoppeld aan de chemie, fysische factoren en het onderhoud. De resultaten van deze CCA zijn weergegeven in Figuur 34 en tabel 8.



Figuur 34 CCA Ordinatiediaagram van de WSRL vegetatie met chemische gegevens. Met 'inter-sample distances' en downweighting of rare species. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. Zichtbaar zijn de soorten en de omgevingsfactoren.

Tabel 8 CCA resultaten vegetatie met de chl-a, O₂, N, P, meandering, peilbeheer, onderhoud, diepte, breedte van het water en afvoeren van het maaisel.

Axes	1	2	3	4	Totale inertia
Eigenvalues	0.089	0.049	0.039	0.025	6.654
Species-environment correlations	0.522	0.467	0.380	0.358	
Cumulative percentage variance of species gegevens	1.3	2.1	2.7	3.0	
Cumulative percentage variance of species-environment relation	30.7	47.7	61.0	69.8	
Sum of all eigenvalues					6.654
Sum of all canonical eigenvalues					0.291

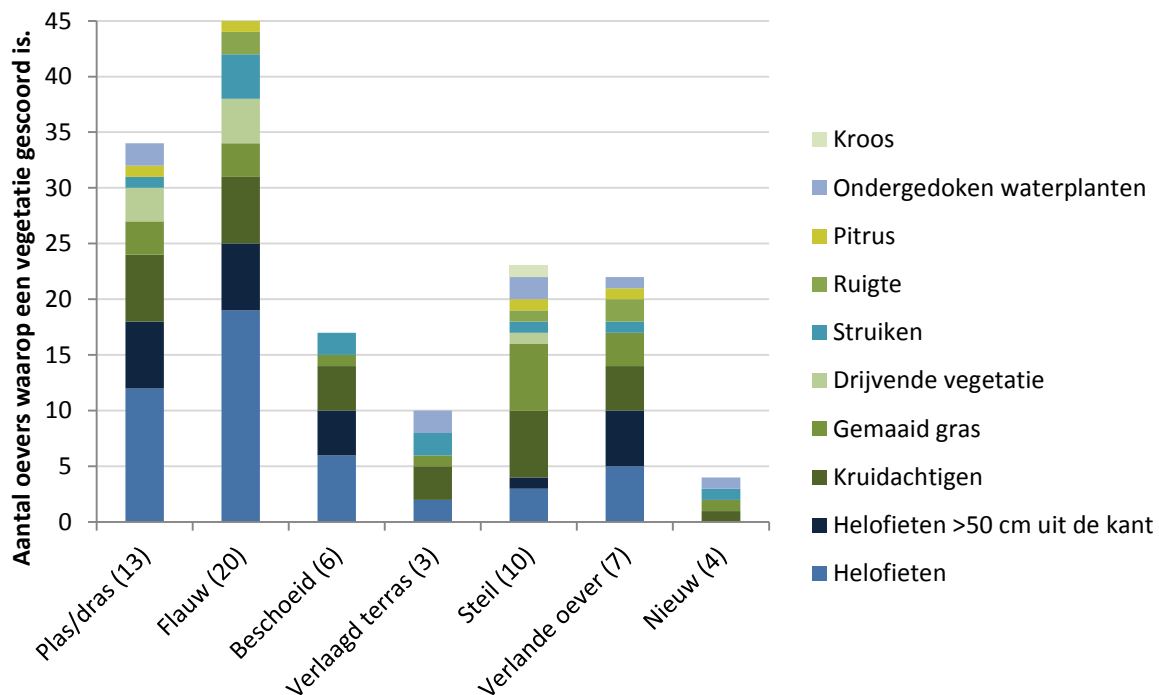
De hoeveelheid aan variatie die verklaard kan worden in de set gegevens aan de hand van de omgevings- en chemische factoren en de intensiteit aan onderhoud is 4.3%. Er is een grote spreiding in soorten te zien met een wirwar aan soorten richting het centrum van het diagram wat inhoudt dat er voor deze soorten weinig invloed is van de factoren binnen deze set met gegevens.

De soorten die buiten het diagram vallen (Pitrus (*Juncus effesus*), Gewoon varkensgras (*Polygonum aviculare*), Breedlangbloem (*Festuca pratensis*), Bies (*Schoenoplectus*), Paardenbloem (*Taraxacum*), haarfonteinkruid (*Potamogeton trichoides*), Veldbeemdgras (*Poa pratensis*), Ruw beemdgras (*Poa trivialis*) en de Heggenwikke (*Vicia sepium*)) zijn allemaal soorten die in Figuur 33 zeer nauw gecorreleerd zijn met een enkel oevertype en die volgens de berekeningen van het relatieve percentage bedekking per oevertype niet op andere oevers voorkomen boven het 1 procent niveau.

Uit figuur 34 blijkt ook weer dat de chemische-fysische toestand weinig samenhang heeft met de vegetatie.

3.2 Veldgegevens analyse

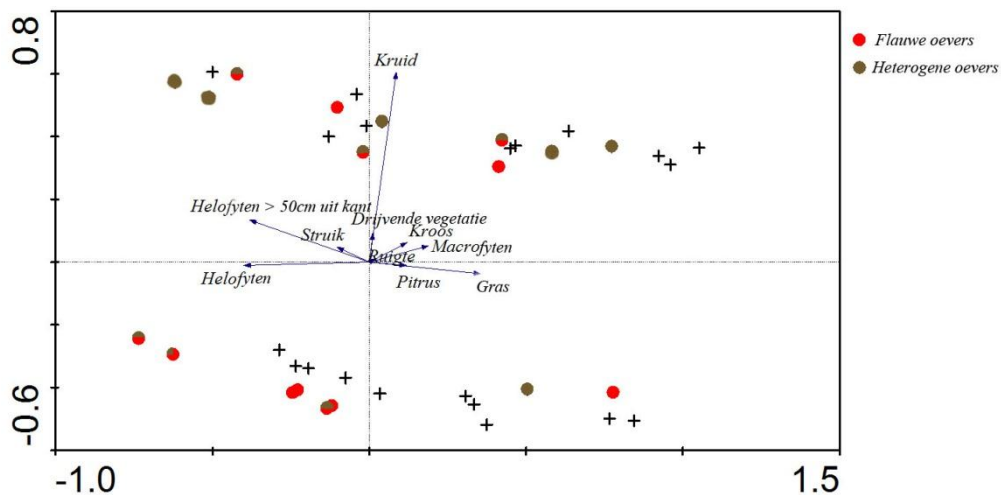
De verdeling van de vegetatie in verhouding tot de oevertypen is in Figuur 35 weergegeven (De volledige tabel in te vinden in bijlage 7.12, Tabel 38). Helofieten komen voornamelijk voor op de plas/dras oevers, de flauwe oevers en de beschoeide oevers. Op steile oevers daarentegen is voornamelijk kruidachtige vegetatie aan te treffen met gemaaid gras. Berekend is hoeveel vegetatie groepen gemiddeld op een oever van een oevertype voorkomen. Op de steile oevers komen per oever gemiddeld 2.30 soorten vegetatie voor wat vrijwel gelijk is aan het gemiddelde aan soorten vegetatie op de flauwe oevers (2.25 soorten vegetatie per oever) en lager dan het gemiddelde op de plas/dras oevers (2.46 soorten vegetatie per oever). De samenstelling van deze soorten vegetatie is echter verschillend voor de oevertypen. Op de flauwe en plas/dras oevers voornamelijk helofieten, helofieten >50 cm uit de kant en kruiden voor. Op de steile oevers kruiden en gemaaid gras en enkele helofieten. Opvallend is de schaarsheid van ondergedoken waterplanten evenals de drijvende vegetatie. Een oorzaak hiervan kan het jaargetijde zijn waarin het veldwerk heeft plaats gevonden. Dit vond plaats in april en begin mei. In het voorjaar is een groot deel van de vegetatie nog niet opgekomen. Hierdoor kan een vegetatie minder rijk lijken dan deze in werkelijkheid is.



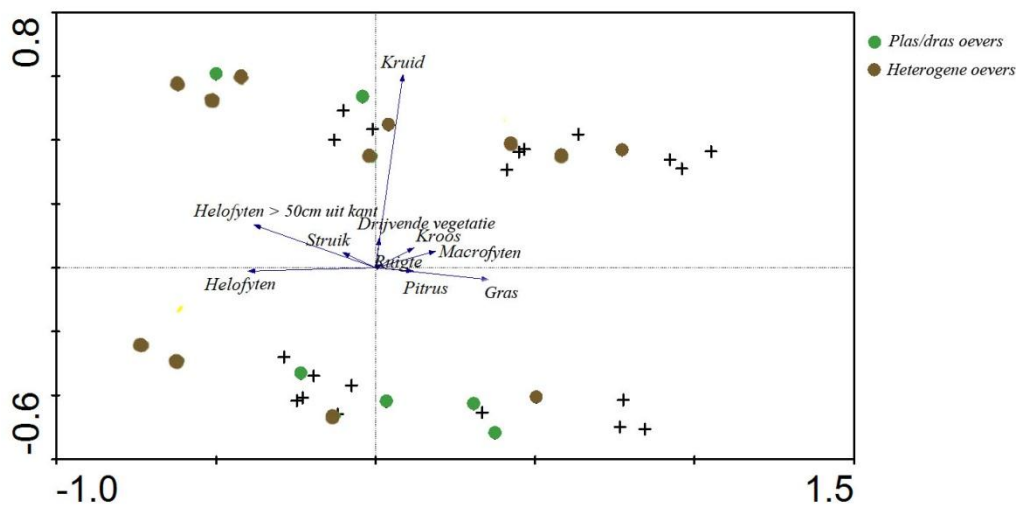
Figuur 35 Aantal oevers waarop een vegetatie is gescoord per type oever. Op de verticale as is het aantal oevers weergegeven waarop de soorten geteld zijn op de horizontale as staan de type oevers met daarachter vermeld om hoeveel oevers het gaat.

Om voor de flauwe oevers, plas/dras oevers en beschoeide oevers de relatie te vinden met de vegetatie, is per oevertype een analyse gedaan. Enkel de vegetatie gegevens wordt geanalyseerd met een PCA (bijlage 7.4, Tabel 15). In figuur 36 t/m 39 is de spreiding van de verschillende oevertypen ten opzichte van de vegetatie weergegeven. De monstervolpunten zijn weergegeven met kruisjes en met gekleurde cirkels zijn de oevers aangegeven die tot een bepaalde categorie behoren.

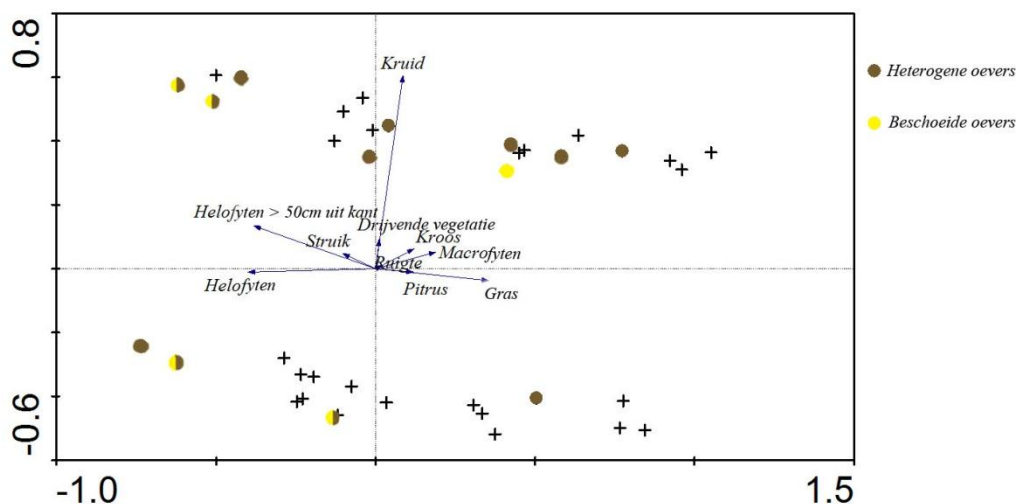
Wanneer naar de ligging van de verschillende oevers binnen de diagrammen wordt gekeken is te zien dat de flauwe oevers, de plas/dras oevers en de beschoeide oevers meer naar links in het diagram liggen. De steile oevers daarentegen liggen meer aan de rechterkant in het diagram. De heterogene oevers komen voornamelijk overeen met de ligging van de flauwe, plas/dras en beschoeide oevers en laten de steile oevers buiten beschouwing. De oriëntatie van de helofieten is ook naar links gericht, in tegenstelling tot gemaaid gras welke juist extreem rechts is georiënteerd. Kruidachtige vegetatie is zowel onafhankelijk van de helofieten als gemaaid gras. Hieruit is af te leiden dat flauwe, plas/dras en beschoeide oevers samenhangen met de aanwezigheid van helofieten en de steile oevers samenhangen met gras. De individuele relaties tussen oevertype, heterogeniteit en aanwezigheid van helofieten worden benaderd met een Pearsons chi-square test. Voor de helofieten, steile en flauwe oevers kan een statistische afhankelijkheid worden aangetoond met de heterogeniteit (helofieten value= 6.662, df=2, p=0.036, de steile oevers value= 7.315, df=2, p=0.026 en de



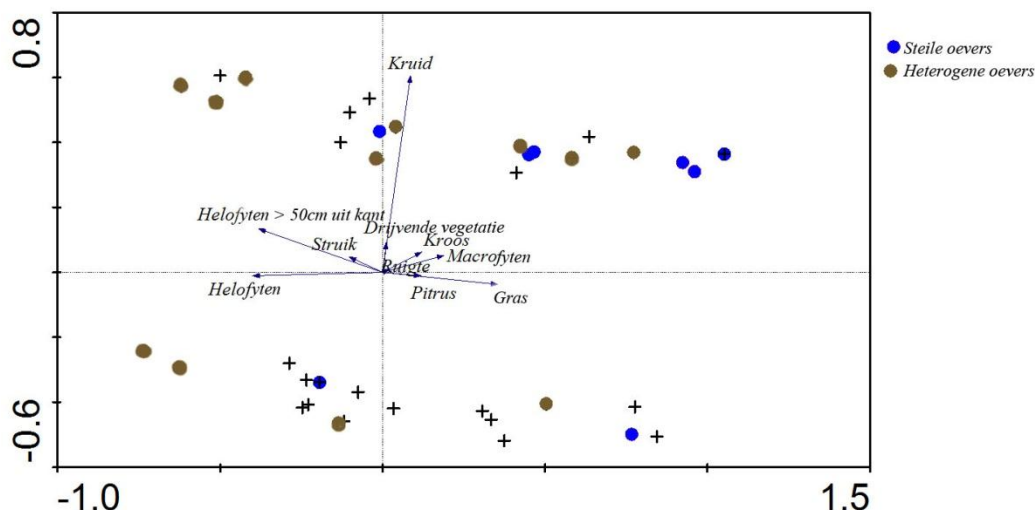
Figuur 36 PCA ordinatie diagram van de veldvegetatie met de flauwe en heterogene oevers. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. De monsterpunten zijn met kruisjes weergegeven. Met gekleurde bolletje zijn de verschillende oevertypen weergegeven.



Figuur 37 PCA ordinatie diagram van de veldvegetatie met de plasdras en heterogene oevers. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. De monsterpunten zijn met kruisjes weergegeven. Met gekleurde bolletje zijn de verschillende oevertypen weergegeven.



Figuur 38 PCA ordinatie diagram van de veldvegetatie met de beschoeide en heterogene oevers. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. De monsterpunten zijn met kruisjes weergegeven. Met gekleurde bolletje zijn de verschillende oevertypen weergegeven.



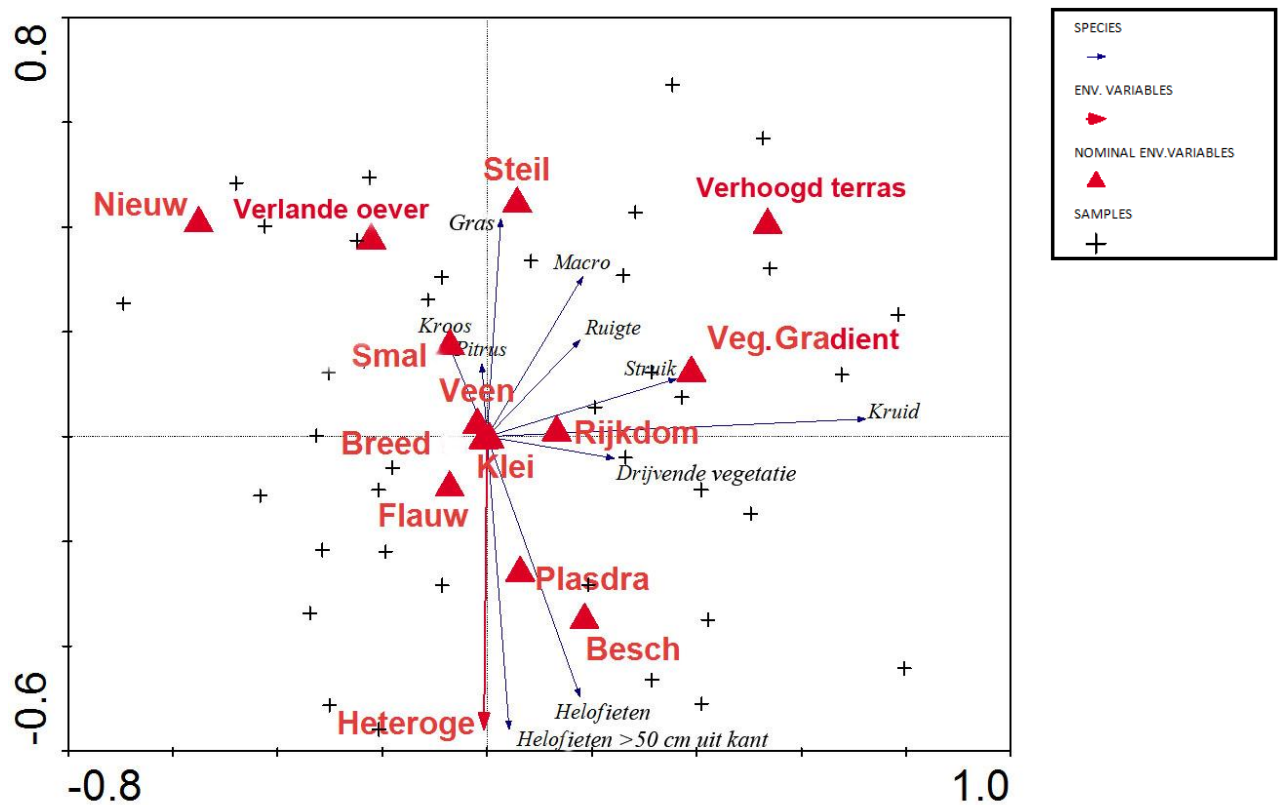
Figuur 39 PCA ordinatiediaagram van de veldvegetatie met de steile en heterogene oevers. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. De monstervolpunten zijn met kruisjes weergegeven. Met gekleurde bolletjes zijn de verschillende oevertypen weergegeven.

flauwe oevers $\text{value}=8.204$, $\text{df}=2$, $p=0.017$ (bijlage 7.6, Tabel 17)). Voor de steile oevers kan gesteld worden dat deze tegengesteld afhankelijk zijn van de heterogeniteit, een steile oever is homogener dan de andere oevertypen (Figuur 39). Voor de flauwe oevers en de helofieten is de relatie met de heterogeniteit positief afhankelijk, flauwe oevers en oevers met helofieten zijn heterogener dan andere oevers.

Voor de helofieten is een afhankelijkheid gevonden met de flauwe oevers ($\text{value}=6.434$, $\text{df}=1$, $p=0.011$) en de steile oevers ($\text{value}=12.481$, $\text{df}=1$, $p=0.000$) (bijlage 7.7, Tabel 21). De bevindingen uit de PCA worden hiermee onderbouwd. Ook voor de kruiden is gezocht naar een relatie met het oevertype. Met een Pearson's chi-square is echter geen statistische afhankelijkheid aangetoond voor de kruiden met een bepaald oevertype (bijlage 7.7, Tabel 23). Ondanks dat niet alle relaties significant zijn kan met de gegevens die nu beschikbaar is wel patronen beschreven worden. Zoals de relatie tussen de heterogeniteit en de flauwe, plas/dras en beschoeide oevers en de relatie tussen de aanwezigheid van helofieten en de heterogeniteit van de oevers.

De relatie tussen de soorten die in het veld gescoord zijn en de omgevingsfactoren wordt onderzocht met een RDA (gradiënt <3 volgt uit Tabel 14 in bijlage 7.3.2) De resultaten van de RDA analyse zijn in Figuur 40 en Tabel 9 weergegeven.

De totale verklaring aan variatie die zichtbaar is in het veld bedraagt 37.6%. Relaties die naar voren komen in figuur 37 zijn de relatie tussen steile oevers en gras, heterogene oevers en de aanwezigheid van helofieten en kruidachtige vegetatie met de rijkere oevers. Daarnaast zijn steile oevers tegengesteld aan de heterogene oevers, gezien deze twee factoren tegenover elkaar in het diagram liggen. Er kan gesteld worden dat steile oevers over het algemeen homogener zijn dan de flauwe, plas/dras en beschoeide oevers. De factor rijkdom is onafhankelijk van de steile oevers. Steile oevers en gras hebben een nauwe relatie. Uit Figuur 40 blijkt dat de heterogeniteit een samenhangt met de aanwezigheid van helofieten evenals de oevertypen plas/dras en beschoeide oevers. Ook is een samenhang te zien tussen de heterogeniteit van een oever en de individuele oevertypen flauw, plas/dras en beschoeide oevers gezien deze oevertypen dicht bij de pijl voor de heterogene oevers liggen in figuur 40. Brede oevers evenals de factoren klei en veen grond hebben geen invloed op de variatie gezien deze factoren in het centrum van het diagram liggen.



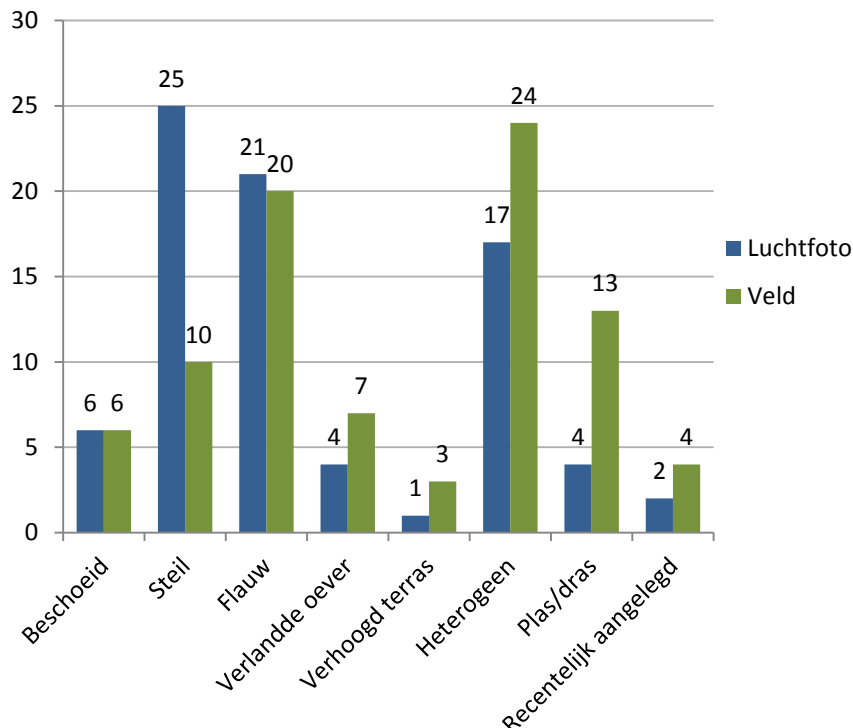
Figuur 40 RDA ordinatiediaagram van de veldvegetatie en de veldgegevens. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as.

Tabel 9 RDA resultaten veldvegetatie en veldgegevens.

Assen	1	2	3	4	Totale inertia
Eigenvalues	0.128	0.119	0.049	0.034	1.000
Species-environment correlations	0.869	0.699	0.655	0.653	
Cumulative percentage of species gegevens variance	12.8	24.8	29.7	33.1	
Cumulative percentage variance of species-environment relation	34.2	65.9	78.9	88.0	
Sum of all eigenvalues					1.000
Sum of all canonical eigenvalues					0.376

3.3 Luchtfoto analyse

Het aantal gescoorde oevers in het veld en vanaf een luchtfoto per oevertype is weergegeven in Figuur 41. Wat opvalt is dat steile oevers veel vaker gescoord zijn op de luchtfoto dan daadwerkelijk in het veld gescoord zijn. Heterogene en plas/dras oevers zijn er vaker in het veld gescoord dan vanaf de luchtfoto's.



Figuur 41 Aantal oevers dat per type in het veld en vanaf een luchtfoto gescoord is. De volledige tabel waarop de volgende percentages gebaseerd zijn is te vinden in bijlage 11.13, Tabel 51.

Beschoeide oevers zijn goed te herkennen vanaf de luchtfoto, doorgaans omdat de beschoeiing enkele meters uit de oever zit en zo duidelijk zichtbaar is op de foto. Voor de andere oevertypes is het echter twijfelachtig of deze duidelijk te zien zijn vanaf een luchtfoto. Voor steile en flauwe oevers is voornamelijk gelet op de breedte van de oever uitgaande dat een smalle oever steiler is dan een bredere oever. Op de luchtfoto zijn 22 oevers gescoord als flauw waarvan er maar 14 daadwerkelijk ook een flauwe oever zijn (bijlage 7.12, Tabel 39), wat inhoudt dat 36.4% van de flauwe oevers niet juist gescoord is vanaf de luchtfoto (bijlage 7.12, Tabel 39). De breedte van de oever is dus geen goede richtlijn om het talud van een oever vast te stellen. Daarnaast is 30% van de oevers die daadwerkelijk flauw zijn op een luchtfoto aangezien voor een ander oevertype (Figuur 41). Voor de steile oevers is deze fout groter, hiervan zijn namelijk 25 oevers vanaf de luchtfoto gescoord als steil. In het veld zijn in werkelijkheid enkel 10 steile oevers te vinden. Daarbij komt dat andere oevers vanaf een luchtfoto worden aangezien voor steile oevers en sommige steile oevers niet als zodanig vanaf een luchtfoto te herkennen zijn. Dit resulteert dat er veel meer steile oevers gescoord zijn waarnaast er ook een aantal steile oevers niet als zodanig herkend zijn (2 oevers). Van de 25 steile oevers die gescoord zijn vanaf de luchtfoto zijn er 17 die in werkelijkheid geen steile oever zijn. Dit resulteert in een fout van 68% (bijlage 7.12, Tabel 39). Een verklaring hiervoor kan zijn dat de oevers die vanaf een luchtfoto gescoord zijn als steil recentelijk zijn aangelegd als een natuurvriendelijke oever of verland zijn. Voor de plas/dras oevers die volgens de getallen vrij lastig te herkennen zijn (84.6% vanaf de luchtfoto aangezien voor een ander oevertype) is dit te verklaren aan de hand van de rietkragen (bijlage 7.12, Tabel 39). De oevers die goed zichtbaar zijn op de luchtfoto hebben geen rietkragen waardoor de verhoogde bodem goed zichtbaar is. Wanneer rietkragen aanwezig zijn kan een plas/dras oever eenvoudig aangezien worden voor een flauwe oever wat dan ook verklaart waarom er meer flauwe oevers gescoord zijn op de luchtfoto dan er in werkelijkheid in het veld aanwezig zijn. Een andere reden voor de afwijking van de luchtfoto's van de werkelijkheid is mogelijk het jaargetijde waarop de luchtfoto's genomen zijn. Het grootste deel van de foto's is genomen in de winterperiode waardoor niet veel vegetatie zichtbaar is. Rietkragen duiden vaak op flauwe oevers of plas/dras oevers. Als deze niet aanwezig of zichtbaar

zijn op een foto is het lastiger om een goede inschatting te maken van een oevertype. Daarnaast zijn de foto's van 2010 waardoor een deel van de recentelijk aangelegde oevers niet zichtbaar is op de foto.

De vegetatie die herkenbaar is vanaf een luchtfoto wordt vergeleken met de werkelijke vegetatie die bepaald is in het veld. Vanaf een luchtfoto is in dit geval enkel onderscheid te maken tussen de helofieten en grasvegetatie wat een gevolg is van het gebruiken van winterfoto's omdat niet anders beschikbaar is.

Tabel 10 Percentages aan vegetatie juist gescoord vanaf een luchtfoto in vergelijking met de werkelijkheid in het veld.

Vegetatie	Velddata	Luchtfoto	Herkenbaar vanaf luchtfoto	Gras op luchtfoto
Helofieten	47	32	68%	
Gras	18	53	34%	34%
Kruiden	28	0	0	53%
Ruigte	6	0	0	11%
Pitrus	4	0	0	8%
Drijvende vegetatie	8	3	37%	

Tabel 11 Combinaties van vegetatie voor de oevers waarvan op de luchtfoto alleen een grasvegetatie te zien is. De percentages zijn gebaseerd op het totaal aan 53 oevers waar een grasvegetatie zichtbaar was op de luchtfoto.

	Percentage van de oevers met grasvegetatie op de luchtfoto
Alleen gras	26.4
Gras en 1 andere vegetatie	43.4
Gras en 2 andere vegetaties	28.3
Gras en 3 andere vegetaties	1.9
	100

Zo zijn de helofieten vrij goed te herkennen, vanaf een winter luchtfoto is 68% herkenbaar. Deze waarneming is gebaseerd op het zien van een helofieten of een rietkraag of aan de hand van het gemaaid riet wat op de oever is blijven liggen. Wanneer echter een oordeel moet worden gemaakt van verdere vegetatie wordt het lastiger aan de hand van de winter foto's. De grasvegetatie kan in de zomer en in het voorjaar meerdere groepen bevatten zoals kruiden, pitrus en drijvende vegetatie dan zo vanaf de foto zichtbaar is, wat ook uit de percentages uit Tabel 10 blijkt. Zo is van de vegetatie die vanaf de luchtfoto wordt gezien als gras enkel maar 34% in het veld ook daadwerkelijk gras, 53% van deze oevers heeft ook kruiden ertussen staan, 11% heeft ruiger gras met bloemen en 8% heeft ook nog eens pitrus op de oever staan. Combinaties van bovengenoemde typen vegetatie zijn hierbij niet uitgesloten zo heeft 43.4% twee typen vegetatie, 28.3% drie typen vegetatie en 1.9% vier typen vegetatie. Op enkel 26.4% van de oevers met een grasvegetatie groeit alleen gras (Tabel 11) Voor de drijvende vegetatie is 37.5% goed te zien op een luchtfoto, voor de andere watergangen is in de winter geen vegetatie zichtbaar terwijl daar in het voorjaar toch wel drijvende vegetatie in de watergangen zichtbaar is. Dit geeft aan dat wat op een winterluchtfoto gras lijkt in het voorjaar of de zomer heel anders kan zijn.

4 Discussie

4.1 WSRL gegevens

Uit de resultaten komt naar voren dat onderhoud en oevertype van invloed zijn op de vegetatiediversiteit. De intensiteit van het onderhoud is bepalend voor de vegetatiediversiteit op de oevers evenals het oevertype. Alle chemische en fysieke factoren in de CCA tezamen verklaren enkel 6.75% wat een zeer gering percentage is. De verschillende oevertypen verklaren aan de hand van de CCA enkel 2.82% van de totale variatie in de gegevens, de chemische factoren 1.47%, de fysieke factoren 1.42% en de verschillende onderhoud 1%. Ondanks dat deze verklaring laag is zijn wel relaties en trends gevonden voor de individuele factoren met de vegetatie.

Er is geen significante relatie gevonden tussen de breedte van de oever en de steilheid van het talud. Wel zijn er overeenkomsten te vinden tussen de brede en flauwe oevers en de steile en smalle oevers met betrekking tot de soorten diversiteit. Op flauwe en brede oevers komen meer soorten voor dan op de steile en smalle oevers. Uit het onderzoek van Geertsema en Sprangers (2002) komt ook naar voren dat op bredere oevers meer soorten voorkomen en dat deze soorten vaker voorkomen dan op smallere oevers. Daarnaast komen soorten over het algemeen vaker voor op de oevers met een flauwe helling. De berekende soortendiversiteit (Shannon H) voor de verschillende oevertypen binnen het beheersgebied van het Waterschap Rivierenland laat echter een tegenstrijdig resultaat zien voor de brede en smalle oevers. De Shannon diversiteitsindex duidt juist op een hogere soorten diversiteit op de smalle oevers in vergelijking met de brede oevers. Wordt de alfa, bèta en gamma diversiteit voor de verschillende oevertypen binnen het gebied vergeleken met de resultaten van Geertsema en Sprangers (2002) is eenzelfde conclusie te trekken. De brede en flauwe oevers dragen meer bij aan de totale diversiteit van het gebied dan de steile en smalle oevers. Voor de individuele jaren is de Shannon diversiteit op de smalle oevers dus hoger dan op de brede oevers voor de gehele bijdrage aan de diversiteit over de verschillende jaren scoren de brede oevers veel beter.

Een heterogenere omgeving draagt bij aan een grotere soorten diversiteit (Verberk et al., 2010). Deze heterogeniteit hangt samen met de nutriënt concentraties, het waterpeil, de oever, bodem en omgeving (Ricklefs, 1977). In dit onderzoek is de heterogeniteit gedefinieerd als de mate van variatie in het lengte profiel van de oever. Een recht oever profiel is homogeen een slingerend oever profiel is heterogeen. Hierbij speelt ook het waterpeil en de steilheid van de bodem dicht bij de oever een rol. Oevers met een slingerend profiel hebben vaak afwisselingen in bodemhelling dicht bij de oever. Andere factoren met betrekking tot een heterogeen milieu zijn in dit onderzoek niet meegenomen. De heterogene oevers in het gebied van het Waterschap Rivierenland dragen het meeste bij aan de totale diversiteit van het gebied. De heterogene oevers zijn vaak flauwe oevers of plas/dras oevers. De heterogene oevers hebben in het algemeen een grotere diversiteit dan alleen de individuele flauwe of plas/dras oevers. De heterogeniteit van de watergang heeft dus een belangrijke toegevoegde waarde naast het talud van de oever.

Beschoeide oevers scoren slecht als het op de soortendiversiteit aankomt. Een reden hiervoor kan zijn dat voornamelijk helofieten op deze oevers voorkomen omdat de afstand tussen de beschoeiing en de oever vaak groot is en de oever zelf steiler is.

De intensiteit van het onderhoud van een oever kan een grote invloed hebben op de soorten en de soorten diversiteit op een oever (Milsom et al., 2004). Daarnaast hangt deze intensiteit van het onderhoud samen met het type oever. Een natuurvriendelijke oever heeft een minder intensief onderhoud dan een niet natuurvriendelijke oever. Volgens Milsom et al. (2004) leidt onderhoud dat minder dan 1 keer in de 2 jaar wordt gedaan tot een lagere soorten dichtheid omdat soorten kunnen gaan domineren. Onderhoud van 2 of meer keer per jaar maakt dat soorten niet de kans krijgen om te herstellen (Milsom et al., 2004). Dit is een mogelijke verklaring voor de soorten diversiteit op de oevers met een onderhoud van minder dan 1 keer per jaar. Op deze oevers is de soortendiversiteit lager dan op de oevers waar 1 keer per jaar onderhouden wordt en gelijk met een intensiteit van 2 tot 3 keer per jaar. Ook het onderzoek van Strien et al. (1991) duidt erop dat niet minder vaak dan 1 keer in de drie jaar onderhouden moet worden op de oevers vanwege de effecten van successie. Daarnaast komt de bevinding van Milsom et al. (2004) voor het intensievere onderhoud overeen met de resultaten van dit onderzoek. Er is een piek gevonden bij een onderhoud van 1 keer per jaar. Bij hogere intensiteiten van onderhoud gaat ook de soortendiversiteit achteruit.

Daarbij heeft de intensiteit van het onderhoud ook invloed op de chemische toestand. Intensiever onderhoud leidt volgens de resultaten tot hogere concentraties aan stikstof en fosfor, en daarmee gaat ook de concentratie chl-a gepaard. De concentratie chl-a hangt weer samen met de zichtdiepte. In agrarische gebieden

,waar de agrarische activiteit zorgt voor hogere concentraties in stikstof en fosfor in het water omdat watergangen hier een drainerend functie hebben voor het gebied (Zuidam et al. 2009), kunnen hogere concentraties in fosfor en stikstof leiden tot hogere plantbiomassa en het nodige intensievere onderhoud. Het onderzoek van Strien et al. (1991) toont ook aan dat intensiever onderhoud gepaard gaat met hogere concentraties aan fosfor en stikstof. Zij stellen dat dit onder andere komt door een hogere slib afzetting door de machines op de kant waarmee het onderhoud bij hogere intensiteiten wordt gedaan. Maar ook door het opwoelen van de bodem in de herfst, door bijvoorbeeld maaiboten in ondiepere watergangen, wanneer een groot deel van de planten begint af te sterven en deze op de bodemlaag terecht komt zorgt voor hogere nutriënt concentraties in het water. In het voorjaar is deze laag zo goed als verdwenen en heeft dan minder effect op de nutriënt concentratie in het water. Dit is dan ook een mogelijke verklaring voor de stijging in stikstof en fosfor concentraties bij een intensiteit van 2 tot 3 keer per jaar en voor een daling in de stikstof en fosfor concentraties bij een intensiteit van 1 keer per jaar. Uit de dataset van het Waterschap Rivierenland is echter niet te achterhalen in welk jaargetijde het onderhoud precies gedaan wordt. Aangenomen kan worden dat onderhoud dat twee of meer keer per jaar wordt gedaan zowel in het voorjaar of zomer als het najaar of de winter plaats vindt. Hoe dit voor het onderhoud met een lagere intensiteit is kan niet uit de gegevens achterhaald worden.

De periodieke verstoringen hypothese (Intermediate-disturbance hypothesis) van Connell in 1987 stelt dat een ecologisch systeem nooit een stabiel evenwicht zal hebben. Verstoringen zorgen ervoor dat het systeem continue het competitie proces tussen soorten zal voortzetten. Bij te hoge frequentie in verstoringen zal de diversiteit laag zijn. Het andere uiterste wanneer haast geen verstoringen plaatsvinden zal de diversiteit in soorten afnemen omdat enkele soorten zullen domineren (Townsend en Scarsbrook 1997). De resultaten uit dit onderzoek komen overeen met deze periodieke verstoringen hypothese. Een piek is gevonden voor een onderhoud dat 1x per jaar gebeurt. Bij een lagere frequentie in onderhoud, minder dan 1x in de 2 jaar, neemt de diversiteit en het maximaal aantal soorten af evenals voor hogere frequenties dan 1x per jaar.

Aan de hand van de periodieke verstoringen hypothese, de onderzoeken van Strien et al. (1991) en Milsom et al. (2004) en uit de resultaten van dit onderzoek kan gesteld worden dat onderhoud tussen de 1 keer per 2 jaar en 1 keer per jaar de beste resultaten opleveren voor de soortendiversiteit op de oevers.

Uit eerder onderzoek komt peilbeheer als een factor met invloed op de vegetatie naar voren. Volgens Twisk et al. (2003) is de vegetatie lineair afhankelijk met de diepte van het water. De vegetatie neemt geleidelijk af met een toenemende waterdiepte. In het beheergebied van Waterschap Rivierenland zijn verschillende vormen van peilbeheer toegepast op de watergangen. Een natuurlijk peil waarbij de hoogste waterstand in de winter is en in de zomer de laagste waterstand. Een tegennatuurlijk peil waarbij de hoogste waterstand in de zomer is en de laagste in de winter. En een vast peil waarbij de waterstand niet fluctueert. De fluctuatie van het waterpeil en de manier waarop het waterpeil geregeld wordt is van invloed op de vegetatie diversiteit van het water en de oever (Van Geest et al., 2005). Een vast waterpeil kan leiden tot een lagere vegetatie diversiteit en biodiversiteit (Van Geest et al., 2005). Hoe het peilbeheer zich verhoudt tot de vegetatie diversiteit in het gebied is niet duidelijk en kan onderwerp zijn voor volgende onderzoeken.

4.2 Veldwerk

Tijdens het veldwerk zijn 63 locaties bezocht die volgens een structurele manier gekozen zijn. Hiervoor is gekozen om ongeveer evenveel locaties in elk deelgebied te hebben. Daarnaast moest de oever herkenbaar zijn vanaf de luchtfoto. Het veldwerk is gedaan in de maanden april en mei. In deze maanden is de vegetatie op oevers en in het water nog niet volledig ontwikkeld. Om praktische redenen is deze periode van het jaar gekozen om het veldwerk te doen. Voor een eerste indruk van de vegetatie op de oevers is voldoende gegevens verzameld, voor een volgend onderzoek is aan te raden later in het jaar veldwerk te doen.

Tijdens het veldwerk is niet zozeer gekeken naar de individuele soorten maar naar de groepen van soorten. Zo komt naar voren dat de heterogeniteit van de oevers een correlatie heeft met de aanwezigheid van helofieten en dat steile oevers meer gecorreleerd zijn met 'gemaaid' gras. Er is niet gekeken in welke mate een groep voorkomt. Op basis van deze gegevens kan dan ook geen analyse van de soorten diversiteit van de oever gemaakt worden. De verschillen in het aantal groepen dat op een oever voorkomt tussen de verschillende oevertypen is niet groot. Steile oevers hebben evenveel verschillende groepen van vegetatie die voorkomen als de flauwe oevers. De samenstelling van deze groepen verschilt echter per oevertype. Zo hebben flauwe en plas/dras oevers als grootste groep de helofieten en voor de steile oevers is dit 'gemaaid' gras. Uit de CCA van de WSRL vegetatie gegevens met de oevertypen (Figuur 33) is eenzelfde resultaat te zien. Steile oevers hebben geen specifieke soorten die daar voorkomen terwijl juist de flauwe, plas/dras en heterogene oevers soorten

hebben die specifiek op dat oevertype voorkomen. Helofieten zoals de Mannagras (*Glyceria fluitans*), Riet (*Phragmites*), Liesgras (*Glyceria maxima*) en de Scherpe zegge (*Carex acuta*) hebben nauwe verband met brede, flauwe, plas/dras, beschoeide en heterogene oevers dan met de steile en de smalle oevers. Opvallend in dit ordinatie diagram (Figuur 33) is de ligging van de plas/dras oevers. Mogelijk verschillen de plas/dras oevers in soortensamenstelling veel van de andere oevers wat kan verklaren waarom deze oevers zo ver naar boven in het diagram liggen.

Enkel aan de hand van de velddata verklaart het oevertype bijna 40 procent van de variatie (tabel 9). Wat erop duidt dat het oevertype een grote invloed heeft op de mogelijke vegetatie op de oevers. Uit de analyse met de soortendata van het waterschap en de oevertypen blijkt dat het oevertype bijna 20 procent van de variatie in soorten op de oever verklaard (Tabel 7). Deze dataset is uitgebreider en bevat metingen in verschillende jaren waardoor meer mogelijke factoren meespelen dan bij de analyse van de veldwerk gegevens.

De correlaties tussen de verschillende oevertypen en factoren zijn niet altijd significant. Enkel tussen de heterogeniteit, de helofieten, de steile en flauwe oevers zijn significante relaties gevonden. De steile oevers zijn significant homogener dan de flauwe oevers die significant heterogener zijn. Dat er voor de andere oevertypes geen significante relaties gevonden zijn met de heterogeniteit kan te maken hebben met het aantal locaties dat in het veld bezocht zijn. Voor de beschoeide oevers zijn er enkel 6 locaties bezocht en voor de plas/dras oevers enkel 13. Om met dit kleine aantal oevers een statistische afhankelijkheid aan te tonen is haast niet mogelijk. Er kan enkel aangenomen worden dat er sprake is van een trend tussen de heterogeniteit van een oever en het oevertype. Verder onderzoek kan uitwijzen of deze trend significant is.

Dat er geen significante relatie valt aan te tonen voor de plas/dras en de beschoeide oevers met zowel de heterogeniteit als de helofieten heeft waarschijnlijk te maken met het aantal oevers die in de analyse zijn meegenomen. Wanneer in een volgend veldwerk meer oevers bezocht worden is de kans op duidelijkere en betrouwbare relaties groter. Dit blijkt ook uit opmerkingen in de tabellen van de chi-square test (bijlage 11.6, Tabel 20, Tabel 21, Tabel 22). In deze tabellen wordt de betrouwbaarheid van de uitkomsten betwist door een gebrek aan gegevens.

4.3 Luchtfoto

Wanneer het oevertype aan de hand van luchtfoto's bepaald wordt zal over het algemeen met zekerheid bepaald kunnen worden of een oever beschoeid is of niet, met name voor oevers waar de beschoeiing niet direct tegen de oever aan zit maar enkele meters uit de oever ligt. Voor de andere oevers is een bepaling wat lastiger. De plas/dras oevers en flauwe oevers zijn onderling eenvoudig te verwarren. Ze zijn beide op de luchtfoto herkenbaar aan de rietkragen wat een probleem zal opleveren bij het onderscheidt maken tussen deze twee oevertypes op luchtfoto's. Zo werd dan ook 30% van de flauwe oevers aangezien voor een ander oevertype. De steile oevers zijn daarnaast veel lastiger te beoordelen, tijdens de beoordeling is 68% teveel gescoord als steile oever. En van de steile oevers is 20% op de luchtfoto aangezien voor een andere type. De verwarring kan ontstaan omdat er op veel van de luchtfoto's weinig tot geen vegetatie zichtbaar is omdat een groot deel van de foto's genomen zijn in de winterperiode. Een andere oorzaak is dat er sinds de foto's genomen zijn veel nieuwe natuurvriendelijke oevers zijn aangelegd, hierdoor kunnen oorspronkelijk steile oevers veranderd zijn in flauwe of plas/dras oevers. Dit verklaart waarom er zoveel meer (68%) steile oevers op de luchtfoto gescoord zijn dan er in het veld zijn gezien.

Andere oevertypes zoals oevers met een verhoogd terras of verlandde oevers kunnen ook problemen opleveren bij de karakterisering van de oevertypen vanaf een luchtfoto. Oevers met een verhoogd terras zijn op een luchtfoto haast niet herkenbaar en zien eruit als een normale steile oever. Dit verklaard ook waarom maar een van de oevers op een luchtfoto herkend is als een oever met een verhoogd terras. Verlandde oevers kunnen verland zijn in de periode tussen het nemen van de luchtfoto (2010) en de periode waarin het veldwerk plaats heeft gevonden (2012). Deze kunnen op een luchtfoto dan ook eenvoudig verward worden met een steile oever.

Een andere oorzaak voor het lastige herkennen van oever en vegetatie is dat de meeste luchtfoto's genomen zijn in de winter. Hierdoor is veel vegetatie niet herkenbaar. Op basis van deze winterfoto's is nog 68% van de rietkragen zichtbaar maar voor de andere vegetatie typen is het lastiger deze te herkennen. Deze andere vegetatietypen worden aangezien voor gras terwijl uit het veldwerk blijkt dat de vegetatie op de oevers veel gevarieerder is dan vanaf een luchtfoto zichtbaar is.

Aan de hand van deze resultaten is een patroon te schetsen waaraan men een oever op een luchtfoto kan herkennen. Is op een luchtfoto een brede riet/helofieten kraag te zien is de verwachting dat deze oever een flauwe of een plas/dras oever is. Zijn er haast geen riet of helofieten maar een oever met veel gras of ruigere vegetatie te zien dan kan dit een steile oever zijn. Hierbij is er wel het risico dat oevers die er vanuit de lucht

steil uitzien in werkelijkheid een verlaagd terras kunnen hebben boven het waterpeil wat vanuit de lucht niet te herkennen is. Daarnaast is het mogelijk dat deze wateren verland zijn of pas zijn aangelegd als natuurvriendelijke oever.

Op basis van bovengenoemde methode is een redelijke beoordeling te maken van de staat waarin de vegetatie van een oever zich bevindt vanaf een luchtfoto. Het oevertypen is redelijk goed te herkennen aan de hand van specifieke kenmerken, daarnaast moet op zomerfoto's ook een goede inschatting te maken zijn van de vegetatieve bedekking op de oevers, waarbij onderscheidt is te maken tussen helofieten en rietachtige en grassen. Het onderscheidt tussen een gras vegetatie en de ruigere of kruidachtige vegetatie is lastiger te maken aan de hand van winterfoto's maar zou misschien op basis van zomerfoto's wel mogelijk zijn. Eventuele vegetatie in of op het water is ook redelijk goed te zien, en zal op zomer foto's nog beter naar voren komen. Aan te raden is, wanneer deze methode daadwerkelijk gebruikt zal worden, recentere foto's en zomer foto's te gaan gebruiken die een beter beeld van de vegetatie geven.

5 Conclusie

Bepalen onderhoud en oevertypen de vegetatie diversiteit?

De resultaten laten zien dat er relaties zijn tussen het onderhoud en het oevertypen met de vegetatie. Zowel het onderhoud als het oevertypen hebben een bepalende invloed op de vegetatie diversiteit van de oevers. Dat niet alle relaties significant zijn wil niet zeggen dat er geen trend te ontdekken is in de relaties tussen het onderhoud, oevertypen en vegetatie. Met betrekking tot het onderhoud is het beste voor de vegetatie diversiteit een onderhoud van 1 keer per jaar. Voor de oevertypen is het gecompliceerder. Zowel de breedte en de flauwte van het talud als de heterogeniteit van de oevers hebben een positieve invloed op de vegetatie diversiteit. Chemische factoren spelen ook mee maar in veel mindere mate en hangen vaak samen met de fysische eigenschappen en het onderhoud. Voor de vegetatie diversiteit is een combinatie van een flauwe, brede en heterogene oever met een onderhoud van 1 keer per jaar de beste combinatie. Onduidelijk is echter wat meer bepalend is voor de vegetatie diversiteit, het onderhoud of het oevertypen. Dit kan onderwerp zijn voor een vervolg onderzoek.

Kan de diversiteit van een oevertypen beoordeeld worden met een luchtfoto?

Het gebruiken van luchtfoto's voor het bepalen van het oevertypen en de vegetatie is mogelijk maar wel beperkt. Vanaf een luchtfoto zijn de beschoeiende, de flauwe, de plas/dras en de steile oevers zichtbaar. Daarnaast is het mogelijk onderscheid te maken in helofieten, gras en drijvende vegetatie. Echter is het gebruik van luchtfoto's niet nauwkeurig en kunnen eenvoudig fouten gemaakt worden in de beoordeling van de oevers.

Wanneer luchtfoto's gebruikt worden voor de beoordeling van de oevers is het aan te raden recente foto's te gebruiken in combinatie met zomer foto's.

6 Referenties

- Alterra Bodemdata NL. <http://www.bodemdata.nl/> (Bekeken 15 Maart 2012).
- Beisel, J.-N., P. Usseglio-Polatera, V. Bachmann, en J.-C. Moreteau, 2003, A Comparative Analysis of Evenness Index Sensitivity: International Review of Hydrobiology, v. 88, p. 3-15.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, en J. D. Wilson, 2003, Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?: Trends in Ecology and Evolution, v. 18, p. 182-188.
- van den Berg, M. S., H. Coops, R. Noordhuis, J. van Schie & J. Simons (1997) Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. Hydrobiologia, 342-343, 143-150.
- Besteman, B., M. Soesbergen, en C. Verhees, 2001, Tien jaar natuurvriendelijke oevers en wat is nu het resultaat?, Delft, Rijkswaterstaat, Diens Weg en Waterbouwkunde.
- Blomqvist, M. M., P. Vos, P. G. L. Klinkhamer, en W. J. ter Keurs, 2003, Declining plant species richness of grassland ditch banks—a problem of colonisation or extinction?: Biological Conservation, v. 109, p. 391-406.
- De Boer, F., I. Heitköning, F. v. Langevelde, en F. Sterck, 2012, Ecological Methods 1, online, web-based version of the course, Wageningen, Wageningen UR.
- ter Braak, C. J. F., en C. W. N. Looman, 1995, Data Analysis in Community and Landscape Ecology
- ter Braak, C. J. F., en P. Smilauer, 2002, Canoco 4.5, Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Wageningen, Biometris, 500 p.
- Chao, A., en T. Shen, 2003, Nonparametric estimation of Shannon's index of diversity when there are unseen species in sample: Environmental and Ecological Statistics, v. 10, p. 429-443.
- de la Haye, M. A. A., E. C. Verduin, C. Blom, en G. Everart, 2011a, Zijn natuurvriendelijke oevers effectief voor de KRW?: H2O, v. 25/26, p. 42-44.
- de la Haye, M. A. A., E. C. Verduin, G. Everart, P. Goethals, I. Pauwels, en C. Blom, 2011b, Scoren met natuurvriendelijke oevers, Amsterdam, Grondmij.
- Field, A., 2005, Discovering Statistics Using SPSS: London, SAGE, 779 p.
- Geertsema, W., en J. T. C. M. Sprangers, 2002, Plant distribution patterns related to species characteristics and spatial and temporal habitat heterogeneity in a network of ditch banks: Plant Ecology, v. 162, p. 91-108.
- van Geest, G. J., H. Coops, R. M. M. Roijackers, A. D. Buijse, en M. Scheffer, 2005, Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes. Journal of Applied Ecology, v. 42, p. 251-260.
- Heip, C., 1974, A New Index Measuring Evenness.: Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom,, v. 54 p. 555-557.
- Hoogheemraadschap van Rijnland, 2012. KRW begrippenlijst. Leiden. <http://www.rijnland.net/footer/begrippenlijst> (Bekeken 26 oktober 2012)
- Janse, J. H., 2005, Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches: Proefschrift Wageningen, 376 p.
- Jongman, R. H. G., C. J. F. ter Braak, en O. F. R. van Tongeren, 1987, Data analysis in community and landscape ecology: Wageningen.
- Jost, L., 2007, Partitioning Diversity Into Independent Alpha And Beta Components: Ecology, v. 88, p. 2427-2439.
- van Katwijk, M. M., en C. J. F. ter Braak, 2008, Handleiding voor het gebruik van multivariate analysetechnieken in de ecologie, Wageningen.
- Kleijn, D., R. A. Baquero, Y. Clough, M. Díaz, J. De Esteban, F. Fernández, D. Gabriel, F. Herzog, A. Holzschuh, R. Jöhl, E. Knop, A. Kruess, E. J. P. Marshall, I. Steffan-Dewenter, T. Tscharntke, J. Verhulst, T. M. West, en J. L. Yela, 2006, Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries: Ecology Letters, v. 9, p. 243-254.
- Kleijn, D. en W. J. Sutherland, 2003, How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? Journal of Applied Ecology, v. 40, p. 947-969.
- Knotters, M., 2005, Monitoringstrategie voor de oppervlaktewaterkwaliteit van melkveebedrijven in het veenweidegebied, anticiperen op de Europese Kaderrichtlijn Water, Wageningen, Alterra.
- Magurran, A. E., 2004, Measuring Biological Diversity: African Journal of Aquatic Science, v. 29, p. 285-286.

- Mantel, N., 1963, Chi-Square Tests with One Degree of Freedom; Extensions of the Mantel- Haenszel Procedure: *Journal of the American Statistical Association*, v. 58, p. 690-700.
- Milsom, T. P., A. J. Sherwood, S. C. Rose, S. J. Town, en S. R. Runham, 2004, Dynamics and management of plant communities in ditches bordering arable fenland in eastern England: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 103, p. 85-99.
- Peeters, E. T. H. M., J. de Klein, en M. Scheffer, 2007, Onderzoek naar het ecologische functioneren van Nederlandse sloten: *H2O*, v. 6. Pag 30-31
- Ricklefs, R. E., 1977, Environmental Heterogeneity and Plant Species Diversity: A Hypothesis: *The American Naturalist*, v. 111, p. 376-381.
- Rivierenland, W. Kengetallen. http://www.waterschaprivierenland.nl/het_waterschap/gebied_kengetallen (Bekeken 8 oktober 2012).
- Strien, A. J. van., T. van. de. Burg, W. J. Rip, en R. C. W. Strucker, 1991, Effects of Mechanical Ditch Management on the Vegetation of Ditch Banks in Dutch Peat Areas: *Journal of Applied Ecology*, v. 28, p. 501-513.
- Townsend, C. R. & M. R. Scarsbrook (1997) The intermediate disturbance hypotheses, refugia and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography*, 42, 938-949.
- Townsend, C. R., M. Begon, en J. L. Harper, 2008, *Essentials of ecology*. Malden, MA [etc.], Blackwell.
- Twisk, W., M. A. W. Noordervliet, en W. J. ter Keurs, 2003, The nature value of the ditch vegetation in peat areas in relation to farm management. *Aquatic Ecology*, v. 37, p. 191-209.
- van Vossen, J., en D. Verhagen, 2009, *Handreiking natuurvriendelijke oevers*, Utrecht, STOWA.
- Verberk, W. C. E. P., R. S. E. W. Leuven, G. A. van Duinen, en H. Esselink, 2010, Loss of environmental heterogeneity and aquatic macroinvertebrate diversity following large-scale restoration management: *Basic and Applied Ecology*, v. 11, p. 440-449.
- Van Zuidam, J., B. van Zuidam, en E.T.H.M Peeters, 2009, Zijn sloten en meren vergelijkbaar?: *H2O*, v. 1, p. 31-32.

7 Bijlagen

7.1 Univariate analyse methoden

Om relaties en trends te vinden binnen een gegevens set is in deze thesis gebruik gemaakt van de volgende analyse methoden. Voor het testen op statistische significantie is in dit geval gebruik gemaakt van het programma SPSS 19.

7.1.1 Logistische Regressie

Om aanwezigheid en afwezigheid verdeelde gegevens te testen met kwantitatieve gegevens is een logistische regressie nodig omdat niet uitgegaan kan worden van een lineaire relatie (Braak en Looman, 1995).

$$y = b_0 + b_1x$$

Omdat y in dat geval ook negatief kan uitvallen wat bij binaire gegevens niet mogelijk is. Dit kan worden opgelost door een exponentiele relatie te verkrijgen (Braak en Looman, 1995).

$$y = \exp(b_0 + b_1x)$$

Het probleem is nu dat y ook groter kan zijn dan 1. Door de exponent te delen door 1 plus de exponent voorkomt dat y groter kan worden dan 1 en er enkel twee mogelijke uitkomsten zijn 0 en 1 (Braak en Looman, 1995):

$$p = \frac{\exp(b_0 + b_1x)}{1 + \exp(b_0 + b_1x)}$$

In dit geval spreken we van mogelijkheden (p). Deze lineaire regressielijn kan worden getransformeerd met een logaritme waardoor het logistische regressie model ontstaat welk principe gebruikt zal worden (Braak en Looman, 1995):

$$\text{de lineaire voorspeller} = \log \frac{p}{(1-p)}$$

In het programma SPSS statistics 19 kan de logistische regressie berekend worden met de functie binaire logistische regressie in het analyse menu.

7.1.2 Pearson's Chi-squared test

De Pearson's chi-square analyse wordt gebruikt om een relatie te toetsen tussen groepen met klassen verdeelde gegevens. In dit geval wordt de chi-square voor de statistische (on)afhankelijkheid tussen twee factoren gebruikt (Jongman et al., 1987). Elke observatie wordt genoteerd in cellen van een tabel met r aantal rijen en k aantal kolommen. Aan de hand van de volgende formule kan dan de theoretische frequentie ($E_{i,j}$) worden berekend (Mantel, 1963):

$$E_{i,j} = \frac{(\sum_{n=1}^k O_{i,nc}) \cdot (\sum_{nr=1}^r O_{nr,j})}{N}$$

Waarin O_i het aantal observaties is en N het totaal aantal monsters. Aan de hand van deze theoretische frequentie kan de chi-square statistische waarde bepaald worden (Mantel, 1963).

$$X^2(v) = \sum_{i=1}^r \sum_{j=1}^k \frac{(O_{i,j} - E_{i,j})^2}{E_{i,j}}$$

De reductie van het aantal vrijheidsgraden (p) voor deze chi-square methode is $p = r + k - 1$. Het aantal vrijheidsgraden (v) is gelijk aan het aantal cellen rk minus de reductie in vrijheidsgraden door p ; $rk - (r + k - 1)$ wat leidt tot $(r - 1)(k - 1)$.

In het programma SPSS statistics 19 kan deze Pearson's Chi-squared test eenvoudig worden toegepast en berekend aan de hand van de crosstabs functie in het analyse menu.

7.1.3 Pearson correlatie

Deze methode wordt gebruikt wanneer twee kwantitatieve gegevens met elkaar vergeleken worden om te zien of er een correlatie tussen beide bestaat. Dit wordt gedaan aan de hand van de volgende formule (Field, 2005):

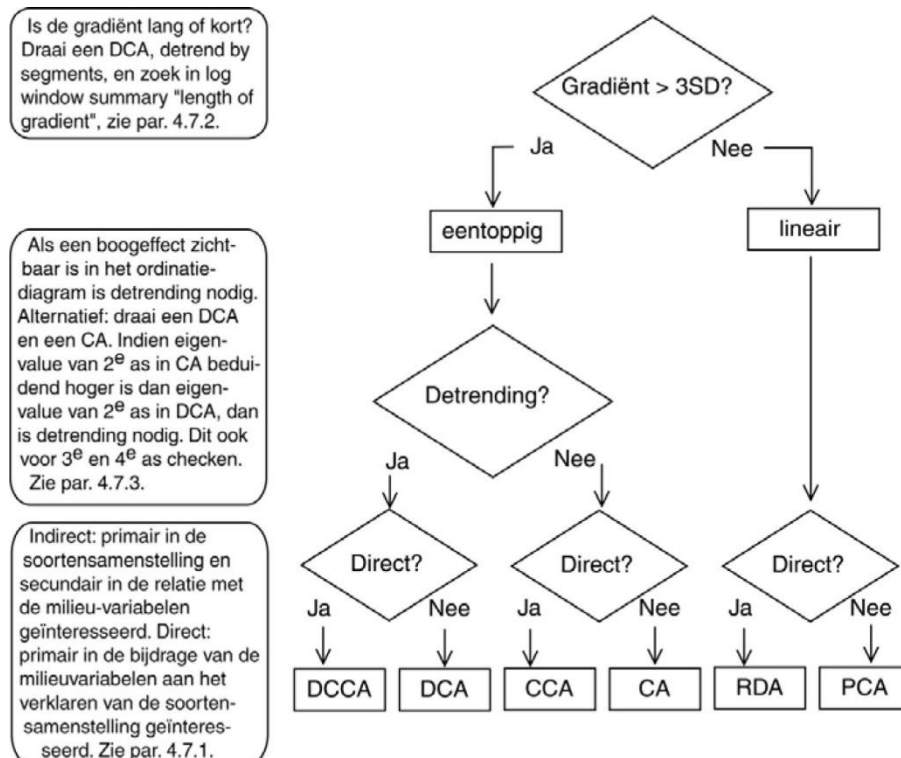
$$r = \frac{cov_{xy}}{S_x S_y} = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{(N - 1) S_x S_y}$$

Hierin is $\bar{x}$ het gemiddelde van het monster, x_i het punt waar het om draait en N is het aantal observaties. y_i en $\bar{y}$ zijn de waarden van het monster waarmee x_i vergeleken wordt. S_x en S_y zijn de standaarddeviaties van de variabelen x en y . De Pearson coëfficiënt r is dus de som van het product van de twee variabelen die vergeleken worden gedeeld door het aantal observaties maal de standaard deviaties.

De r ligt altijd tussen de -1 en de 1, zo niet dan is er iets verkeerd gegaan. Een waarde van +1 betekent dat beide positief gecorreleerd zijn, een waarde van -1 betekent een perfecte negatieve correlatie wat inhoudt dat wanneer de ene waarde stijgt de andere waarde zal dalen. Wanneer de coëfficiënt 0 is betekent dit dat er geen lineair verband tussen de beide variabelen te vinden is (Field, 2005).

7.2 Multivariate analyse

In de multivariate analyse technieken kunnen relaties tussen soortendata en omgevingsvariabelen worden onderzocht en gevonden. De multivariate analyses voor deze thesis zijn uitgevoerd in het programma CANOCO 4.5. Wanneer welke analyse gekozen dient te worden is afgebeeld in Figuur 42.



Figuur 42 Wanneer welke ordinatione techniek te gebruiken (Katwijk en Braak, 2008).

Over het algemeen wordt ervan uitgegaan dat de CA, CCA, DCA en DCCA geschikt zijn wanneer de dataset een grote variatie vertoont. Wanneer de gradient kleiner wordt dan 3 SD dan wordt de benadering met de CA, CCA, DCA en DCCA slechter en bij minder dan 1.5 SD zijn de resultaten zeer slecht omdat de soorten zich dan monotoon stijgend of dalend gedragen. Bij een smal bereik is de beste methode om toe te passen een PCA of RDA. De lengte van de assen is vast te stellen door een DCA te draaien (Katwijk en Braak, 2008).

7.2.1 Correspondence Analysis (CA)

De CA is de analyse die de soorten gegevens het beste kan verklaren, het gebruikt enkel de soorten gegevens voor het verklaren van de variatie. De CA maakt gebruik van de waarden die voor elke plek bekend zijn voor

alle soorten en bepaald aan de hand hiervan de spreiding van de soorten. De soort waarde kan op deze manier berekend worden met de volgende formule:

$$\mu_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ki} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ki}}$$

Hierin wordt de som van de rijkdom van soort k op plek i (y_{ki}) vermenigvuldigd met de score op plek i (x_i) gedeeld voor de som van de rijkdom van soort k op plek i (y_{ki}).

Een probleem dat kan optreden bij de CA is het zo genoemde boog effect dit gebeurt wanneer de 2^e as niet lineair gecorreleerd is met de 1^e as. De 1^e as verklaart dan volledig de soortendata, wanneer de 2^e as wordt getekend brengt deze de einden van de eerste as dicht bij elkaar waardoor het boogeffect ontstaat. Dit wil dus zeggen dat de CA er niet in slaagt om de extra informatie die op de 2^e as ligt weer te geven (Jongman et al., 1987).

7.2.2 Detrended Correspondence Analysis (DCA)

De DCA is een aanpassing op de CA die de twee hoofd fouten van de CA corrigeert; namelijk het samendrukken van het einde van de assen ten opzichte van het midden van de as en toont de 2^e as vaak een kwadratische relatie met de 1^e as in plaats van de gewenste lineaire relatie. Ook wel het boogeffect. Met behulp van 'detrending' kan dit effect voorkomen worden. Met 'detrending' wordt ervoor gezorgd dat op elk punt langs de 1^e as de gemiddelde waarde van de locatie scores op de volgende as nul is. Dit wordt gedaan door de 1^e as op te delen in verschillende segmenten en binnen deze segmenten de verschillende locatie scores te berekenen voor de 2^e as.

Daarnaast zorgt 'detrending' ervoor dat de variatie tussen de verschillende locaties geëgaliseerd wordt om te voorkomen dat de locatie scores aan het eind van de as dicht op elkaar komen te liggen (Jongman et al., 1987).

Met een DCA kan ook de lengte van de assen berekend worden. De lengte van de assen wordt weergegeven in een meervoud van de standaard deviatie (sd). Een standaard verdeling met een Gausiaanse response curve heeft een interval van 4 sd. Zo kan dus worden aangenomen dat locaties die 4 sd verschillen geen soorten gemeen hebben. Wanneer de lengte van de 1^e as dus dichtbij de 4 komt kan worden aangenomen dat locaties aan de tegenovergestelde einden van de 1^e as geen soorten gemeen hebben (Braak en Looman, 1995). Wanneer soorten gekoppeld worden aan de omgevingsfactoren kan aan de hand van de lengte van de assen bepaald worden of een lineaire methode toepasbaar is (e.g. RDA), als de assen korter zijn dan 4sd, of dat er een unimodale methode toegepast moet worden (e.g. CCA), als de assen langer zijn dan 4sd (Braak en Smilauer, 2002).

7.2.3 Principal Components Analysis (PCA)

PCA is de lineaire methode die gebruik maakt van het fitten van lijnen met een least-square regressie. De soortendata wordt verklaard aan de hand van de waarde van een soort. In de PCA is dit de helling van de lijn die voor die soort gefit is tegen de PCA as. Een positieve waarde betekent dat de soort toeneemt over de as. Een negatieve waarde betekent dat de soort afneemt over de as.

De helling van de lijn b_k voor soort k kan berekend worden aan de hand van de volgende formule:

$$b_k = \sum_{i=1}^n y_{ki} x_i$$

Hierin wordt net als bij de CA de som van de rijkdom van soort k op plek i (y_{ki}) vermenigvuldigd met de score op plek i (x_i). Alleen wordt deze niet zoals bij de CA weer door de som van de rijkdom van soort k op plek i (y_{ki}) gedeeld (Jongman et al., 1987).

7.2.4 Canonical correspondence analysis (CCA)

Het koppelen van soorten gegevens aan de omgevingsvariabelen kan handig zijn wanneer meer dan een omgevingsvariabele een grote bijdrage levert aan de spreiding in de soorten gegevens. In dit geval kan een canonical ordinatie gedaan worden. Deze is bedoeld om patronen van variatie in soorten samenstelling te onderscheiden maar ook om de hoofdzakelijke relaties tussen soorten en omgevingsvariabelen boven water te krijgen, het is in dit geval een combinatie van regressie met ordinatie (Jongman et al., 1987).

CCA is de canonical vorm van de CA. CCA selecteert de lineaire combinatie van omgevingsvariabelen die de spreiding in de soortendata maximaliseert oftewel de som van de omgevingsvariabelen. Op de eerste as zijn de beste 'gewichten' (c_j) voor de omgevingsvariabelen weergegeven. De 2^e en verdere assen geven ook deze gewichten weer maar op voorwaarde dat deze onafhankelijk zijn van de eerste assen. De waarde van omgevingsvariabele x_i kan in dit geval als volgt geformuleerd worden.

$$x_i = c_0 + c_1 z_{1i} + c_2 z_{2i} + \dots + c_q z_{qi}$$

Hierin is c_q het gewicht van de omgevingsvariabele op plek i en z_{qi} de waarde van de omgevingsvariabele op plek i . De relatie tussen de omgevingsvariabelen en de soorten wordt ook wel de soorten-omgeving correlatie genoemd welke een maat is voor de associatie tussen de soorten en de omgevingsvariabelen. De eigenwaarden van de assen geven aan hoeveel variatie er op die as verklaart kan worden aan de hand van de omgevingsvariabelen (Jongman et al., 1987).

7.2.5 Redundancy analysis (RDA)

RDA is de canonical vorm van PCA. Net als in de PCA wordt de soortendata verklaard door middel van het fitten van rechte lijnen voor de gegevens van elke soort. In RDA worden hierbij ook de omgevingsvariabelen meegenomen anders dan in PCA. De PCA wordt op dezelfde manier uitgebreid naar de RDA als de CA naar de CCA (Jongman et al., 1987).

7.2.6 CanoDraw

In CanoDraw welke een uitbreiding is op het programma CANOCO 4.5 kan aan de hand van de uitgevoerde analyse het ordinatie diagram geplot worden. De relaties tussen de soorten en de omgevingsvariabelen worden hier geplot op de respectievelijke assen.

Afhankelijk van de gekozen analyse (PCA en RDA of CA, CCA, DCA en DCCA) worden variabelen met een pijl of punt weergegeven. In PCA en RDA worden soorten en milieuvariabelen met een pijl weergegeven, monsterpunten worden weergegeven met een punt. De lengte van de pijl is evenredig met de maximale variatie, een langere pijl voor belangrijke soorten. In de CA, CCA, DCA en DCCA worden de soorten weergegeven met een punt. Op dat punt is de abundatie van de soort het grootste. Monsterpunten liggen op het punt dat het gemiddelde weergeeft van de soorten die in het monsterpunt voorkomen. Monsterpunten die dicht bij een soort liggen hebben waarschijnlijk een hoge abundatie van die soort in het monsterpunt. Wanneer soorten aan de rand in het diagram liggen zijn deze waarschijnlijk zeldzaam en hebben weinig invloed op de analyse. Soorten in het centrum kunnen hier hun optimum hebben of ze kunnen ongecorrleerd zijn aan de assen (Braak en Smilauer, 2002).

Voor numerieke variabelen geldt dat ze altijd worden weergegeven met een pijl. In een PCA en RDA geeft een biplot tussen de soorten en milieuvariabelen de covariatie weer tussen de soorten en milieuvariabelen. In de CA, CCA, DCA en DCCA geeft het het gewogen gemiddelde weer tot de milieuvariabelen. Milieuvariabelen met een lange pijl zijn het belangrijkste in de analyse. Lange pijlen geven een zekerder beeld van de covariatie of de gewogen gemiddelden. De nominale variabelen worden weergegeven met een punt die het centrum van de variabele weergeeft. De variabelen die dicht bij een soort liggen hebben een grotere correlatie met deze soort dan met de andere soorten (Braak en Smilauer, 2002).

7.3 Gradiënt analyses

In deze bijlage zijn de gradienten van zowel de WSRL vegetatie gegevens als de veld vegetatie gegevens te vinden.

7.3.1 Vegetatie gegevens WSRL

De lengte van de gradiënt wordt bepaald met een DCA (Detrended Correspondence Analysis), gezien niet alle soorten evenveel voorkomen en om het effect van de minder voorkomende soorten op de analyse te minimaliseren is gekozen voor de optie 'downweighting of rare species' (Braak en Smilauer, 2002). De lengte van de gradiënten op de 1^e en de 2^e as liggen boven de 3 evenals de gradiënten op de 3^e en de 4^e

Tabel 12 DCA resultaten WSRL vegetatie

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.411	0.329	0.246	0.213	9.359
Lengte van de gradient	4.455	4.872	3.983	3.908	
Cumulatief percentage variatie van de soorten gegevens	4.4	7.9	10.5	12.8	
Som van alle eigenvalues					9.359

Tabel 13 DCA van de WSRL vegetatie van de oevers van het veldwerk

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.501	0.361	0.259	0.223	6.711
Lengte van de gradient	4.719	4.108	2.886	2.492	
Cumulatief percentage variatie van de soorten gegevens	7.5	12.9	16.7	20.0	7.
Som van alle eigenvalues					6.711

7.3.2 Vegetatie gegevens veldwerk

De lengte van de gradiënt van de vegetatie gegevens in het veld is bepaald met een DCA. De resultaten zijn weergegeven in Tabel 14. Voor deze gegevens is sprake van een korte gradiënt, een directe analyse methode is dus de beste optie.

Tabel 14 DCA resultaten veldsoorten gegevens

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	0.502	0.334	0.203	0.153	2.637
Lengte van de gradient	3.117	2.563	2.802	2.602	
Cumulatief percentage variatie van de soorten gegevens	19.0	31.7	39.4	45.2	
Som van alle eigenvalues					2.637

7.4 PCA

De PCA is gebruikt om de ligging van de verschillende oevers weer te geven aan de hand van de vegetatie. De figuren zijn in het verslag te vinden, de tabel die bij de analyse hoort is hier te vinden.

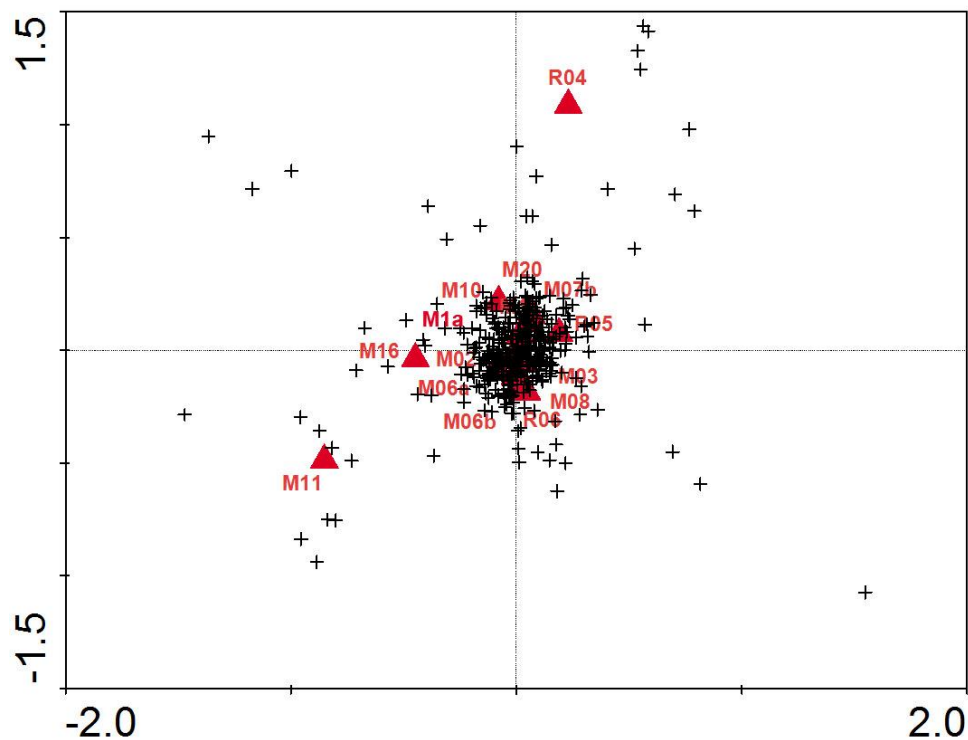
Tabel 15 PCA resultaten veldsoorten gegevens

Axes	1	2	3	4	Totale variatie
Eigenvalues	0.254	0.181	0.143	0.109	1.000
Cumulative percentage of species gegevens variance	25.4	43.5	57.8	68.7	
Sum of all eigenvalues					1.000

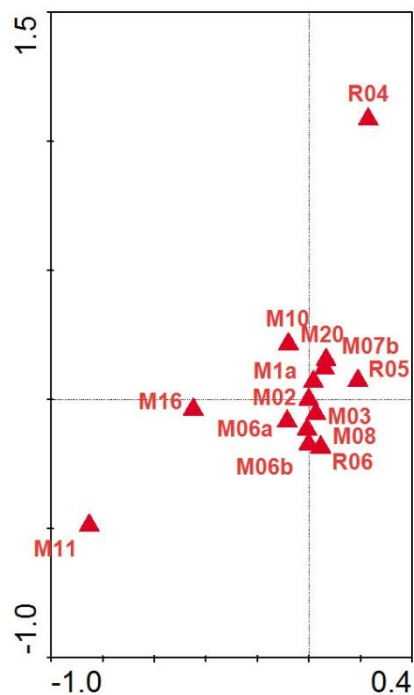
7.5 CCA

7.5.1 KRW-typen

De CCA van de KRW-typen is niet meegenomen als verklaring in het verslag. Wel zijn de figuren en de tabel in de bijlage te vinden omdat deze geen eenduidige verklaring geven aan de hand van het type KRW lichaam. Andere factoren geven een overtuigendere mogelijke verklaring voor de spreiding in vegetatie dan het KRW-type. Voor de analyse zijn alle andere omgevingsfactoren beschouwd als covariabelen omdat alleen het effect van de KRW-type op het uitgangspunt is. Uitgevoerd is een CCA (gradient >3 zie Tabel 12). De resultaten zijn hieronder weergegeven (Figuur 43).



Figuur 43 CCA ordination diagram van de WSRL vegetatie met de KRW-typen en de covariabelen. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. Geplot zijn de monsterpunten (kruisjes) en KRW-typen (driehoeken).



Figuur 44 CCA ordinatiediaagram van de WSRL vegetatie met de chemische en fysische factoren. Weergegeven zijn de 1^e (horizontaal) en 2^e (verticaal) as. Geplot zijn de KRW-typen (driehoeken).

Tabel 16 Resultaten CCA WSRL vegetatie gegevens met omgevingsfactoren KRW-typen en andere omgevingsfactoren als covariabelen beschouwd.

Axes	1	2	3	4	Totale inertia
Eigenvalues	0.122	0.077	0.062	0.042	9.359
Species-environment correlations	0.680	0.615	0.600	0.592	
Cumulative percentage of species gegevens variance	1.4	2.3	3.0	3.5	
Cumulative percentage variance of species-environment relation	21.2	34.7	45.5	52.8	
Sum of all eigenvalues					8.658
Sum of all canonical eigenvalues					0.575

Het KRW-type verklaart 6.6% van de totale variatie zonder het effect van de covariabelen. Met het effect van de covariabelen is de verklaring 6.1%. In het ordinatiediaagram wordt het echter niet duidelijk hoe deze typen bijdragen en wat de onderlinge relaties zijn (Figuur 43 en tabel 16).

In het ordinatiediaagram (Figuur 43) is een clustering van monsterpunten en KRW-typen te zien. De twee typen die eruit springen zijn de R04 (permanente langzaam stromende bovenlopen op zand), de M11 (kleine ondiepe gebufferde plassen) en de M16 (diepe gebufferde meren). De KRW-typen M01 (gebufferde sloten, rivierengebied), M02 (zwak gebufferde sloten, poldersloten) en M08 (gebufferde laagveensloten) duiden alle drie op sloten. Deze drie liggen in het midden van het ordinatiediaagram (beter te zien in Figuur 44). De andere KRW-typen (kanalen en meren en plassen) liggen om deze sloten heen in het ordinatiediaagram. Er is echter niet een duidelijk onderscheid te maken in de ligging van de kanalen, meren en plassen binnen het diagram. Zowel meren als plassen en kanalen liggen boven, onder, rechts en links in het diagram. Sommige KRW-typen zijn nauwer gecorreleerd. Een voorbeeld zijn de M20 (matig grote diepe gebufferde meren), de M07 (grote diepe kanalen) en de R06 (langzaam stromend riviertje op zand/klei) met de M06 (grote ondiepe kanalen). Waarom deze typen nauw gecorreleerd zijn is niet duidelijk. Gesteld kan worden dat het effect van deze KRW-typen een vergelijkbaar effect hebben op de vegetatie op de oevers. Er is dus een onderscheid te maken in sloten en in kanalen, meren en riviertjes.

7.6 Pearsons' chi-square test

Deze bijlage bevat de resultaten in tabel vorm van de verschillende uitgevoerde chi-square tests.

7.6.1 Helofieten, heterogeniteit en oevertype

Tabel 17 Resultaten Pearson's Chi-squared test relatie tussen heterogeniteit met oevertype en helofieten.

Factor	Value	Opmerking	Pearsons Chi-square (Asymp. Sig. (2-sided))	Vrijheidsgraden
Flauwe oever	8.204	2 cells (33.3%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.27.	0.017	2
Plas/dras	2.494	3 cells (50.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .83.	.287	2
Beschoeide oever	1.611	4 cells (66.7%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .38.	.447	2
Helofieten	6.662	2 cells (33.3%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.02.	.036	2
Steile oever	7.315	3 cells (50.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is .63.	.026	2

Tabel 18 Resultaten Pearson's Chi-squared test voor de aanwezigheid van helofieten per oevertype

Factor	Value	Opmerking	Pearsons Chi-square (Asymp. Sig. (2-sided))	Vrijheidsgraden
Flauwe oever	6.434 ^a	0 cells (.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 5.08.	.011	1
Plas/dras oever	2.710 ^a	1 cells (25.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 3.30.	.100	1
Beschoeide oever	2.258 ^a	2 cells (50.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 1.52.	.133	1
Steile oever	12.481 ^a	1 cells (25.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 2.54	.000	1

Crostab tabel 1 Helofieten en plasdras oevers

Crosstab		
	Helof	Total

			0	1	
Plasdra	0	Count	15	35	50
		Expected Count	12.7	37.3	50.0
	1	Count	1	12	13
		Expected Count	3.3	9.7	13.0
Total		Count	16	47	63
		Expected Count	16.0	47.0	63.0

Crostab tabel 2 Helofieten en beschoeide oevers

Crosstab					
			Helof		Total
			0	1	
Besch	0	Count	16	41	57
		Expected Count	14.5	42.5	57.0
	1	Count	0	6	6
		Expected Count	1.5	4.5	6.0
Total		Count	16	47	63
		Expected Count	16.0	47.0	63.0

Crostab tabel 3 Helofieten en flauwe oevers

Crosstab					
			Helof		Total
			0	1	
Flauw	0	Count	15	28	43
		Expected Count	10.9	32.1	43.0
	1	Count	1	19	20
		Expected Count	5.1	14.9	20.0
Total		Count	16	47	63
		Expected Count	16.0	47.0	63.0

Crostab tabel 4 Helofieten en steile oevers

Crosstab					
			Helof		Total
			0	1	
Steil	0	Count	9	44	53
		Expected Count	13.5	39.5	53.0
	1	Count	7	3	10
		Expected Count	2.5	7.5	10.0
Total		Count	16	47	63

	Expected Count	16. 0	47.0	63.0
--	----------------	----------	------	------

Tabel 19 Resultaten Pearson's Chi-squared test voor de aanwezigheid van helofieten > 50cm uit de kant per oevertypen

Factor	Value	Opmerking	Pearsons Chi-square (Asymp. Sig. (2-sided))	Vrijheidsgraden
Flauwe oever	0.312	0 cells (.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 6.98.	0.576	1
Plas/dras oever	.909 ^a	1 cells (25.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 4.54.	.340	1
Beschoeide oever	2.941 ^a	2 cells (50.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 2.10.	.086	1
Steile oever	3.248 ^a	1 cells (25.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 3.49.	.071	1

Uit Tabel 19 blijkt dat voor de helofieten die meer dan 50cm uit de kant staan met geen enkel oevertypen een significante relatie te vinden is ($p < 0.05$). Wel is er eventueel een zwak verband met de beschoeide en de steile oevers.

7.6.2 Kruidachtige vegetatie en oevertypen

Tabel 20 Resultaten Pearson's Chi-squared test voor de relatie tussen kruidachtige vegetatie en oevertypen.

Factor	Value	Opmerking	Pearsons Chi-square (Asymp. Sig. (2-sided))	Vrijheidsgraden
Flauwe oever	3.647	0 cells (.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 9.52.	.056	1
Plas/dras oever	.014	0 cells (.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 6.19.	.905	1
Beschoeide oever	.965	2 cells (50.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 2.86.	.326	1
Steile oever	.730	1 cells (25.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 4.76.	.393	1

Voor de kruidachtige vegetatie is geen significante relatie aan te tonen met een bepaald oevertypen ($p < 0.05$) (Tabel 20). Wel is er eventueel een zwak verband met de flauwe oevers.

7.6.3 Oever breedte en talud

Tabel 21 Resultaten Pearson chi-square test. Afhankelijkheid tussen oeverbreedte en steilheid van het talud

Chi-Square Tests					
	Value	df	Asymp. Sig. (2-sided)	Exact Sig. (2-sided)	Exact Sig. (1-sided)
Pearson Chi-Square	1.697 ^a	1	.193		
Continuity Correction ^b	.831	1	.362		
Likelihood Ratio	1.696	1	.193		
Fisher's Exact Test				.255	.181
Linear-by-Linear Association	1.640	1	.200		
N of Valid Cases	30				

a. 1 cells (25.0%) have expected count less than 5. The minimum expected count is 4.33.
b. Computed only for a 2x2 table

Tabel 22 Phi en Cramer's V. Associatie tussen de oeverbreedte en de steilheid van het talud.

Symmetric Measures			
		Value	Approx. Sig.
Nominal by Nominal	Phi	.238	.193
	Cramer's V	.238	.193
	Contingency Coefficient	.231	.193
N of Valid Cases		30	

Tabel 23 Percentages Pearson chi-square test. Percentage overeenkomst tussen oeverbreedte en steilheid van het talud.

oevertypes * breedte Crosstabulation					
			breedte		Total
			smal	breed	
oevertypes	steil	Count	6	4	10
		Expected Count	4.3	5.7	10.0
		% within oevertypes	60.0%	40.0%	100.0%
		% within breedte	46.2%	23.5%	33.3%
		% of Total	20.0%	13.3%	33.3%
	flauw	Count	7	13	20
		Expected Count	8.7	11.3	20.0
		% within oevertypes	35.0%	65.0%	100.0%
		% within breedte	53.8%	76.5%	66.7%

		% of Total	23.3%	43.3%	66.7%
Total		Count	13	17	30
		Expected Count	13.0	17.0	30.0
		% within oevertypes	43.3%	56.7%	100.0%
		% within breedte	100.0%	100.0%	100.0%
		% of Total	43.3%	56.7%	100.0%

Aan de hand van Tabel 21 t/m Tabel 23 is op te maken dat de relatie tussen oevertypen (steil of flauw) en breedte (smal of breed) van het talud niet significant is. Ook de associatie tussen deze twee factoren is zeer laag (Phi). Wel is uit de laatste tabel op te maken dat over het algemeen flauwe oevers een breder talud hebben dan smalle oevers.

7.6.4 Onderhoud en afvoeren

Tabel 24 Chi-square test relatie tussen de onderhoudsintensiteit met het afvoeren van maaisel. Tabel met de telling van het aantal oevers dat binnen een bepaalde categorie afvoeren of intensiteit valt.

Count		afvoeren			Total
			0	1	
onderhoud	.00	5	6247	25	6277
	1.00	0	444	60	504
	2.00	0	2991	102	3093
	3.00	0	1827	6	1833
	4.00	0	335	0	335
Total		5	11844	193	12042

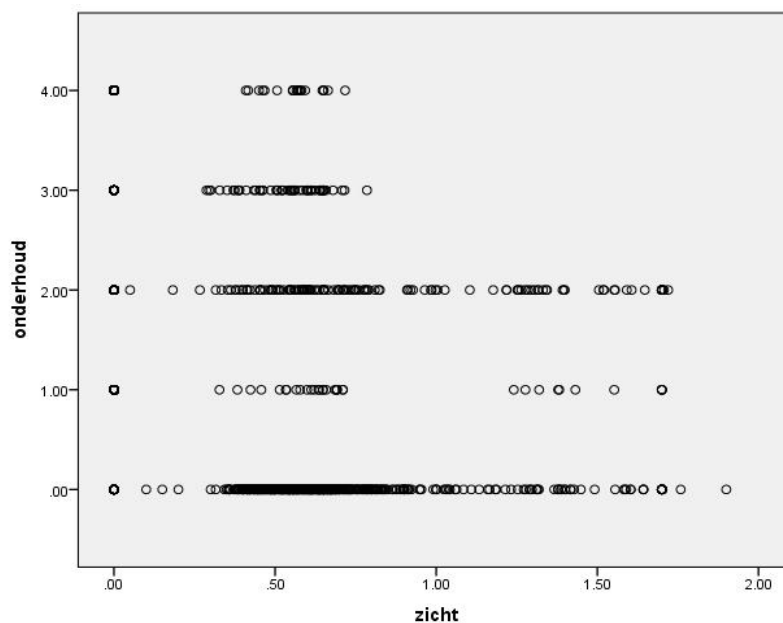
7.7 Pearson Correlatie

Deze bijlage bevat de resultaten in tabelvorm van de uitgevoerde pearson correlaties met de eventueel daarbij behorende figuren.

7.7.1 Onderhoud

Tabel 25 Pearson correlatie onderhoud en zichtdiepte

Correlations			
		onderhoud	zicht
onderhoud	Pearson Correlation	1	-.097**
	Sig. (2-tailed)		.000
	N	12042	12042
zicht	Pearson Correlation	-.097**	1
	Sig. (2-tailed)	.000	
	N	12042	12042
**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).			



Figuur 45 Relatie tussen onderhoud en zichtdiepte

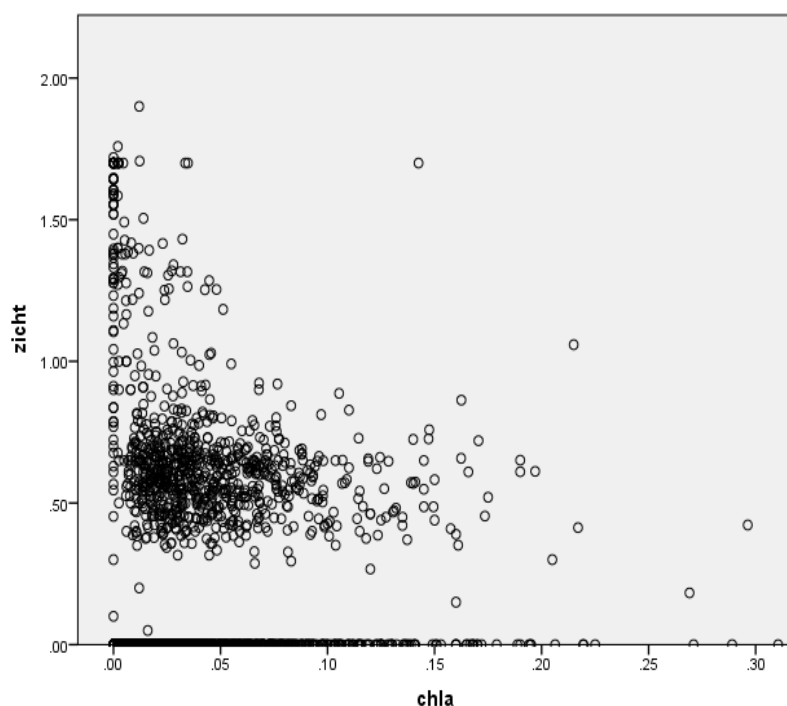
Volgens Tabel 25 is er een significante correlatie tussen de zichtdiepte en het onderhoud. Uit Figuur 45 is op te maken dat met een lagere intensiteit de zichtdiepte toeneemt.

7.7.2 Zichtdiepte

Tabel 26 Pearson correlatie diepte van de watergangen en zichtdiepte

Correlations			
		zicht	diepte
zicht	Pearson Correlation	1	.123**
	Sig. (2-tailed)		.000
	N	12042	12042
diepte	Pearson Correlation	.123**	1
	Sig. (2-tailed)	.000	
	N	12042	12042
**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).			

De significantie is laag er is wel significante relatie tussen zichtdiepte en diepte van de watergangen aan te tonen (Tabel 26).



Figuur 46 Relatie tussen de concentratie Chl-a ($\mu\text{g/L}$) en zichtdiepte (m).

De significantie is laag er is dus wel een relatie tussen de concentratie chl-a en de zichtdiepte aantoonbaar (Tabel 27 en Figuur 46).

Correlations			
		zicht	chl-a
zicht	Pearson Correlation	1	.326*
	Sig. (2-tailed)		.000
	N	12042	12042
chl-a	Pearson Correlation	.326**	1
	Sig. (2-tailed)	.000	
	N	12042	12042
**. Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).			

Tabel 27 Pearson correlatie concentratie chl-a en zichtdiepte

7.8 Logistische regressie

7.8.1 Afvoeren

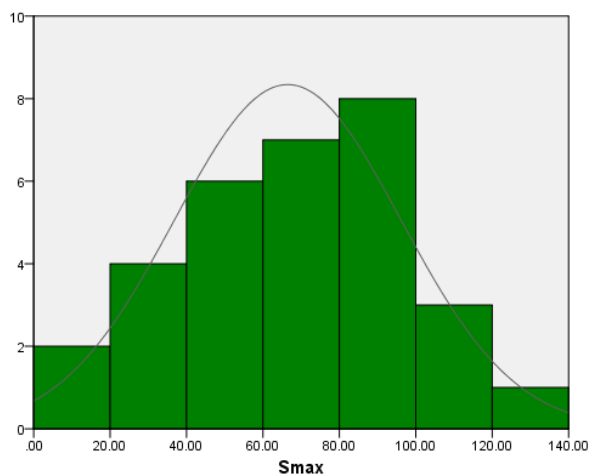
Tabel 28 Logistische regressie Afvoeren van maaisel met de concentratie stikstof(N)

Variables in the Equation							
		B	S.E.	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Step	N	-.071	.076	.863	1	.353	.932
	Constant	-4.094	.076	2900.127	1	.000	.017
a. Variable(s) entered on step 1: N.							

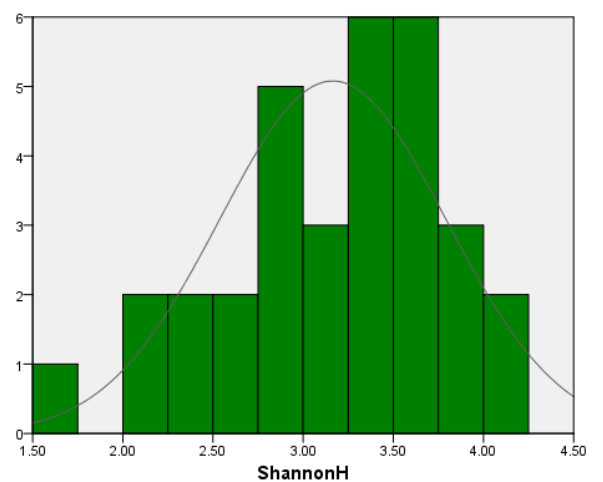
Er is geen statistische relatie aan te tonen tussen het afvoeren van maaisel en de concentratie aan stikstof (Tabel 28).

7.9 Test voor normaliteit

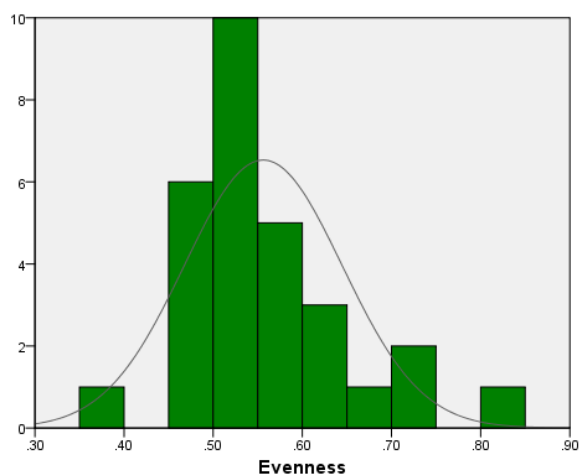
7.9.1 Oevertypen



Figuur 47 Histogram met de bepaling van de normale verdeling van $S_{\max}$ aan de hand van de verschillende oevertypen.



Figuur 48 Histogram met de bepaling van de normale verdeling van de Shannon H aan de hand van de verschillende oevertypen.



Figuur 49 Histogram met de bepaling van de normale verdeling van de Evenness aan de hand van de verschillende oevertypen

Tabel 29 Test voor de normaliteit voor de Smax Shannon H en Evenness van de verschillende oevertype

Tests of Normality						
	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Smax	.108	29	.200 [*]	.974	29	.661
ShannonH	.125	29	.200 [*]	.944	29	.127
Evenness	.152	29	.087	.943	29	.120
a. Lilliefors Significance Correction						
*. This is a lower bound of the true significance.						

7.9.2 Onderhoud

Tabel 30 Test van de normaliteit voor de Smax Shannon H en Evenness van de verschillende onderhoudsintensiteiten

Tests of Normality						
	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Shannon H	.168	15	.200 [*]	.928	15	.252
Evenness	.090	15	.200 [*]	.964	15	.763
Smax	.255	15	.010	.891	15	.069
a. Lilliefors Significance Correction						
*. This is a lower bound of the true significance.						

7.10 ANOVA en Tukey

7.10.1 Oevertypen

Tabel 31 one-way ANOVA voor de S_{max}, Shannon H en Evenness van de verschillende oevertypen.

ANOVA						
		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
S _{max}	Between Groups	9372.990	6	1562.165	3.692	.010
	Within Groups	9731.569	23	423.112		
	Total	19104.559	29			
Shannon H	Between Groups	3.615	6	.603	1.800	.146
	Within Groups	7.363	22	.335		
	Total	10.978	28			
Evenness	Between Groups	.035	6	.006	.688	.661
	Within Groups	.185	22	.008		
	Total	.219	28			

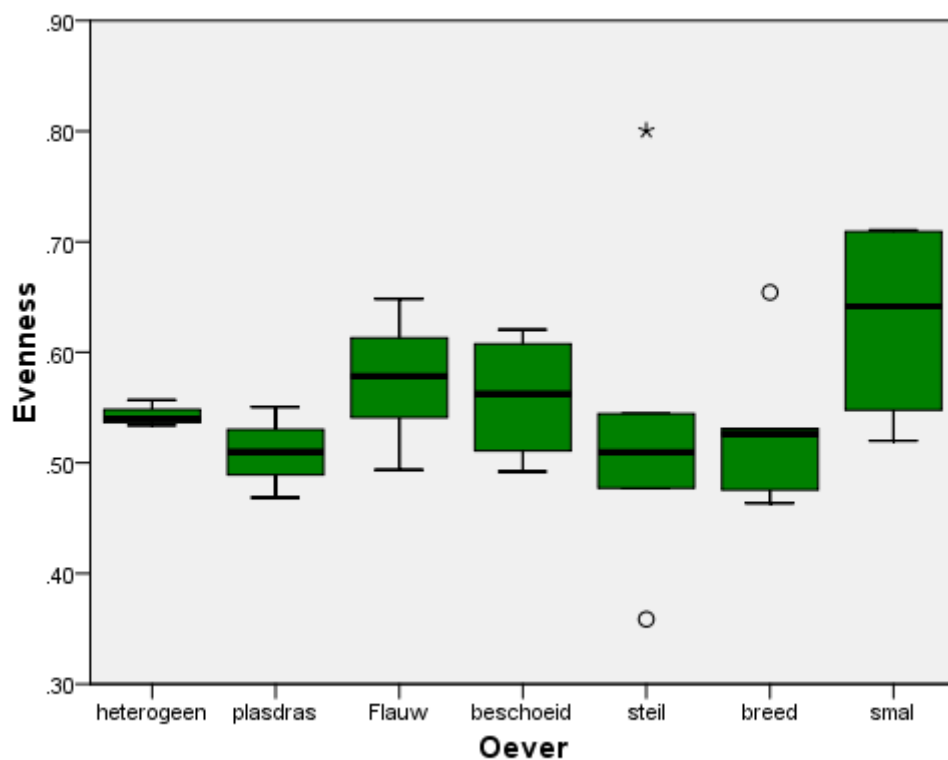
Tabel 32 Tukey test van de S_{max} van de verschillende oevertypen.

Multiple Comparisons						
S _{max} Tukey HSD						
(I) Oever	(J) Oever	Mean Difference (I-J)	Std. Error	Sig.	95% Confidence Interval	
					Lower Bound	Upper Bound
heterogeen	plasdras	29.41977	15.02197	.465	-18.9988	77.8384
	Flauw	-3.21364	13.00941	1.000	-45.1454	38.7181
	beschoeid	31.57093	13.79856	.291	-12.9044	76.0463
	steil	43.85010 [*]	13.00941	.036	1.9184	85.7818
	breed	13.48165	13.00941	.940	-28.4501	55.4134
	smal	36.54503	15.02197	.230	-11.8736	84.9636
plasdras	heterogeen	-29.41977	15.02197	.465	-77.8384	18.9988
	Flauw	-32.63341	15.02197	.347	-81.0520	15.7852
	beschoeid	2.15116	15.71035	1.000	-48.4862	52.7886
	steil	14.43033	15.02197	.958	-33.9883	62.8489
	breed	-15.93812	15.02197	.933	-64.3567	32.4805
	smal	7.12525	16.79507	.999	-47.0084	61.2589
Flauw	heterogeen	3.21364	13.00941	1.000	-38.7181	45.1454
	plasdras	32.63341	15.02197	.347	-15.7852	81.0520
	beschoeid	34.78457	13.79856	.198	-9.6908	79.2599
	steil	47.06374 [*]	13.00941	.021	5.1320	88.9955

	breed	16.69529	13.00941	.853	-25.2365	58.6270
	smal	39.75867	15.02197	.158	-8.6599	88.1773
beschoeid	heterogeen	-31.57093	13.79856	.291	-76.0463	12.9044
	plasdras	-2.15116	15.71035	1.000	-52.7886	48.4862
	Flauw	-34.78457	13.79856	.198	-79.2599	9.6908
	steil	12.27917	13.79856	.971	-32.1962	56.7545
	breed	-18.08929	13.79856	.840	-62.5646	26.3860
	smal	4.97409	15.71035	1.000	-45.6633	55.6115
	heterogeen	-43.85010*	13.00941	.036	-85.7818	-1.9184
	plasdras	-14.43033	15.02197	.958	-62.8489	33.9883
steil	Flauw	-47.06374*	13.00941	.021	-88.9955	-5.1320
	beschoeid	-12.27917	13.79856	.971	-56.7545	32.1962
	breed	-30.36845	13.00941	.271	-72.3002	11.5633
	smal	-7.30508	15.02197	.999	-55.7237	41.1135
	heterogeen	-13.48165	13.00941	.940	-55.4134	28.4501
	plasdras	15.93812	15.02197	.933	-32.4805	64.3567
breed	Flauw	-16.69529	13.00941	.853	-58.6270	25.2365
	beschoeid	18.08929	13.79856	.840	-26.3860	62.5646
	steil	30.36845	13.00941	.271	-11.5633	72.3002
	smal	23.06338	15.02197	.722	-25.3552	71.4820
	heterogeen	-36.54503	15.02197	.230	-84.9636	11.8736
	plasdras	-7.12525	16.79507	.999	-61.2589	47.0084
smal	Flauw	-39.75867	15.02197	.158	-88.1773	8.6599
	beschoeid	-4.97409	15.71035	1.000	-55.6115	45.6633
	steil	7.30508	15.02197	.999	-41.1135	55.7237
	breed	-23.06338	15.02197	.722	-71.4820	25.3552
	heterogeen	-36.54503	15.02197	.230	-84.9636	11.8736

*. The mean difference is significant at the 0.05 level.

Omdat het patroon van de Evenness van de verschillende oevertypen vergelijkbaar is met de Shannon H is deze niet in het verslag meegenomen. De boxplot is hier in de bijlage weergegeven, ook omdat de verschillen niet significant blijken (Figuur 50).



Figuur 50 Boxplot van de evenness voor de verschillende oevertypen.

7.10.2 Onderhoud

Tabel 33 ANOVA resultaten voor de Shannon H en Evenness van het onderhoud.

ANOVA						
		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Evenness	Between Groups	.040	3	.013	.645	.601
	Within Groups	.245	12	.020		
	Total	.285	15			
Shannon H	Between Groups	2.234	3	.745	1.667	.231
	Within Groups	4.913	11	.447		
	Total	7.147	14			

Tabel 34 ANOVA met Tukey test van de Smax met het onderhoud

ANOVA					
Smax					
	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	7567.202	3	2522.401	1.756	.213
Within Groups	15800.834	11	1436.439		
Total	23368.036	14			

7.11 Vegetatielijst per oevertyp

Tabel 35 Soorten per oever tot 1% niveau

Heterogeen	Plas/dras	Flauw	beschoeid	Steil	Breed	Smal
Glyceria maxima	Lolium perenne	Phragmites australis	Glyceria maxima	Poa trivialis	Glyceria maxima	Arrhenatherum elatius
Holcus lanatus	Trifolium repens	Glyceria maxima	Phalaris arundinacea	Equisetum arvense	Lycopus europaeus	Urtica dioica
Phalaris arundinacea	Equisetum arvense	Urtica dioica	Phragmites australis	Alopecurus pratensis	Carex acuta	Phragmites australis
Urtica dioica	Agrostis stolonifera	Convolvulus sepium	Myosotis scorpioides	Urtica dioica	Convolvulus sepium	Convolvulus sepium
Convolvulus sepium	Arrhenatherum elatius	Arrhenatherum elatius	Ranunculus repens	Glyceria maxima	Phalaris arundinacea	Galium aparine
Carex acuta	Epilobium hirsutum	Phalaris arundinacea	Convolvulus sepium	Ranunculus repens	Holcus lanatus	Glyceria maxima
Lycopus europaeus	Holcus lanatus	Equisetum palustre	Lycopus europaeus	Holcus lanatus	Persicaria amphibia	Heracleum sphondylium
Arrhenatherum elatius	Cirsium arvense	Heracleum sphondylium	Mentha aquatica	Persicaria amphibia	Phragmites australis	Alopecurus pratensis
Phragmites australis	Dactylis glomerata	Galium aparine	Epilobium hirsutum	Convolvulus sepium	Trifolium pratense	Glechoma hederacea
Equisetum arvense	Glechoma hederacea	Alopecurus pratensis	Urtica dioica	Myosotis scorpioides	Equisetum arvense	Carex acuta
Equisetum palustre	Poa pratensis	Lycopus europaeus	Glyceria fluitans	Lycopus europaeus	Urtica dioica	Ranunculus repens
Lolium perenne	Rubus caesiosus	Epilobium hirsutum	Rumex conglomeratus	Glechoma hederacea	Equisetum palustre	Valeriana officinalis
Rubus caesiosus	Equisetum palustre	Holcus lanatus	Solanum dulcamara	Phragmites australis	Myosotis scorpioides	Holcus lanatus
Glechoma hederacea	Juncus effusus	Trifolium pratense	Rumex hydrolapathum	Rubus caesiosus	Juncus effusus	Galium mollugo
Epilobium hirsutum	Festuca rubra	Equisetum arvense	Equisetum palustre	Juncus effusus	Typha latifolia	Epilobium hirsutum
Ranunculus repens	Glyceria maxima	Carex acuta	Juncus bufonius	Symphytum officinale	Symphytum officinale	Phalaris arundinacea
Trifolium repens	Carex acuta	Juncus effusus	Veronica beccabunga	Anthriscus sylvestris	Ranunculus repens	Potentilla reptans

Cirsium arvensense	Phragmites australis	Valeriana officinalis	Agrostis stolonifera	Equisetum palustre	Valeriana officinalis	Equisetum arvense
Typha latifolia	Trifolium pratense	Glechoma hederacea	Arrhenatherum elatius	Galium aparine	Cirsium arvense	Rubus caesius
Rumex conglomeratus	Convolvulus sepium	Typha latifolia	Juncus compressus	Lotus pedunculatus	Rubus caesius	Lythrum salicaria
Lythrum salicaria	Ranunculus repens	Lolium perenne	Poa trivialis	Rumex acetosa	Arrhenatherum elatius	Equisetum palustre
Juncus effusus	Urtica dioica	Lythrum salicaria	Trifolium repens	Valeriana officinalis	Lolium perenne	Iris pseudacorus
Festuca rubra	Festuca pratensis	Galium mollugo		Cerastium fontanum ssp. vulgare	Lysimachia nummularia	Carex riparia
Trifolium pratense	Plantago lanceolata	Rubus caesius		Lysimachia nummularia	Carex otrubae	Persicaria amphibia
Valeriana officinalis	Tussilago farfara	Cirsium arvense		Myosotis laxa ssp. cespitosa	Lythrum salicaria	Vicia sepium
Mentha aquatica	Heracleum sphondylium			Ranunculus acris	Epilobium hirsutum	
Agrostis stolonifera	Myosotis scorpioides			Ranunculus sceleratus	Rumex hydrolapathum	
Alopecurus pratensis	Symphytum officinale			Cirsium arvense	Lotus pedunculatus	
Lemna minor	Taraxacum			Phalaris arundinacea	Typha angustifolia	
Poa pratensis	Mentha aquatica				Lemna minor	
	Ranunculus acris					
	Typha latifolia					
	Juncus					
	Lemna minor					
	Medicago lupulina					
	Polygonum aviculare					
	Potamogeton acutifolius					
	Salix alba					
	Salix viminalis					
	Schoenoplectus lacustris					
	Solanum dulcamara					
	Sparganium erectum					

Tabel 36 Resultaten van de luchtfoto analyse vergeleken met de resultaten van de veld analyse

	Luchtfoto	veld	overeenkomstig gescoord	Wel op luchtfoto niet in veld	gemist op luchtfoto	% overeenkomstig goed gescoord	% fout gescoord	% niet herkenbaar van de luchtfoto
beschoeid	6	6	6	0	0	100.0	0.0	0.0
steil	25	10	8	17	2	80.0	68.0	20.0
Flauw	22	20	14	8	6	70.0	36.4	30.0
verlandde oever	4	7	4	0	3	57.1	0.0	42.9
verhoogd terras	1	3	1	0	2	33.3	0.0	66.7
heterogeen	17	24	8	9	7	33.3	52.9	29.2
plas/dras	4	13	4	0	11	30.8	0.0	84.6
recentelijk aangelegd	2	4	1	1	2	25.0	50.0	50.0
Breed vs flauwe oever	18	20	13	5	7	65.0	27.8	35.0
smal vs steile oever	12	9	5	7	0	55.6	58.3	0.0
						Overeenkomstig gescoord/veld	wel op luchtfoto niet in veld/ luchtfoto	gemist op luchtfoto/veld

7.12 Luchtfoto en veldwerk

Tabel 37 Percentages van aangetroffen vegetatie per oevertype. De percentages geven aan op hoeveel procent van de oevers van dat type de vegetatie soort is aangetroffen. Hier is per oevertype aangegeven op hoeveel oevers een soort vegetatie voorkomt. Onderin de tabel is weergegeven hoeveel procent van de oevers van een type een bepaalde soort vegetatie heeft.

	Aantal oevers	Helofieten	Kruiden	Ruigte	Gemaaid gras	Struiken	Pitrus	Macrop hyten	Helofieten >50 cm uit de kant	Drijvende vegetatie	Kroos
Plasdras	13	12	6	0	3	1	1	2	6	3	0
Flauw	20	19	6	2	3	4	1	0	6	4	0
Beschoeid	6	6	4	0	1	2	0	0	4	0	0
Verlaagd terras	3	2	3	0	1	2	0	2	0	0	0
Steil	10	3	6	1	6	1	1	2	1	1	1
Verland	7	5	4	2	3	1	1	1	5	0	0
Nieuw	4	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0
Plasdras	13	92.3	46.2	0.0	23.1	7.7	7.7	15.4	46.2	23.1	0.0
Flauw	20	95.0	30.0	10.0	15.0	20.0	5.0	0.0	30.0	20.0	0.0
Beschoeid	6	100.0	66.7	0.0	16.7	33.3	0.0	0.0	66.7	0.0	0.0
Verlaagd terras	3	66.7	100.0	0.0	33.3	66.7	0.0	66.7	0.0	0.0	0.0
Steil	10	30.0	60.0	10.0	60.0	10.0	10.0	20.0	10.0	10.0	10.0
Verland	7	71.4	57.1	28.6	42.9	14.3	14.3	14.3	71.4	0.0	0.0
Nieuw	4	0.0	25.0	0.0	25.0	25.0	0.0	25.0	0.0	0.0	0.0

