



Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek

Optimalisatie van de inventarisatiebehoeften van lijntransecten per vegetatietype

Case studie voor de Moervaart

Sophie Vermeersch, Bob Cueppens

Auteurs::

Sophie Vermeersch

Bob Cueppens

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

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

Vestiging:

INBO Brussel

Kliniekstraat 25, 1070 Brussel

www.inbo.be

e-mail:

sophie.vermeersch@inbo.be

Wijze van citeren:

Vermeersch, S., Cueppens, B. (2012). Optimalisatie van de inventarisatiebehoeften van lijntransecten per vegetatietype. Case studie voor de Moervaart. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (INBO.R.2012.71). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2013/3241/011

INBO.R.2012.71

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Moervaart, traject tussen de Daknambrug en Pieter Heydensveer op de rechteroever

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

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



Waterwegen en Zeekanaal NV

weg van water

Optimalisatie van de inventarisatiebehoeften van lijntransecten per vegetatietype

Case studie voor de Moervaart

Sophie Vermeersch & Bob Cueppens

Samenvatting

Deze studie werd uitgevoerd in het kader van het uitvoeren van kostbesparende analyses in monitoringsprojecten. Er wordt nagegaan in welke mate het aantal lijntransecten per vegetatietype ruimtelijk gespreid kan worden ter optimalisatie van de inventarisatiebehoeften per vegetatietype. Concreet betekent dit dat de lijntransecten, die momenteel om de 1m werden toegepast, met elkaar vergeleken worden om te zien of ze al dan niet significant verschillen.

Men kan uit de analyse vaststellen dat het percentage van verschillende lijntransecten in functie van de afstand verschilt tussen de onderzochte vegetatietypes, maar ook binnen eenzelfde vegetatietype bestaat er een verschil tussen de verschillende opnames. Veelal heeft dit te maken met de heterogeniteit die er binnen een verschillend vegetatietype heerst en de mozaïekpatronen die zich langs de oevers ontwikkeld hebben. Een ander belangrijke factor die de optimale afstand tussen de verschillende transecten bepaalt, is de mate van ontwikkeling van de oever. Recent aangelegde oevers hebben een groot aandeel van pioniersoorten en eenjarigen die ook een grote diversiteit met zich meebrengen, waardoor de inventarisatiegraad hoog blijft en de afstand tussen de transecten maximum een meter bedraagt.

Desondanks kan men toch komen tot een optimalisatie van de inventarisatiebehoeften aan de Moervaart per vegetatietype: voor de onderzochte grazige vegetatietypes mag de inventarisatieafstand niet meer dan 1m bedragen. Bij moerasvegetaties daarentegen zou in toekomstige inventarisaties een afstand van 2m gehanteerd mogen worden zonder het risico op significant infoverlies. Bij nitrofiële zomen bedraagt de minimale inventarisatieafstand tussen de transecten 3m en bij rietvegetaties kan een afstand van 10m gehanteerd worden. Deze variatie is vermoedelijk te wijten aan de verschillen in heterogeniteit van de onderzochte vegetatietypes: grazige vegetaties zijn hier minder homogeen dan moerasvegetaties m.a.w. ze zijn soortenrijker en bestrijken een grotere abiotische gradiënt (vochtige/ droge graslanden). Bovendien moet rekening gehouden worden met de ontwikkelingsfase van de NTMB-oevers. Zolang geen relatieve stabiliteit van de vegetatie aanwezig is en het aandeel van kolonisatoren of ingezaaide grassen groot is, dient een intensief inventarisatiepatroon gevolgd te worden. Bovendien wanneer visueel een verandering in vegetatietype waar te nemen is, zal de inventarisatie geïntensifieerd moeten worden.

Met deze studie geven we de aanzet om de idee van een algemene inventarisatieprocedure te verwerpen, en te ijveren voor een vegetatietype-afhankelijke inventarisatiemethode langsheen de Moervaart. In de toekomst kan deze analyse uitgevoerd worden met een grotere set van opnames waarbij ook andere vegetatietypes zoals ruigte- en rietvegetaties in rekening worden gebracht, om zo tot een erkend vegetatietype-afhankelijk inventarisatieproces voor de oevers van de Moervaart te komen. Aangezien de vegetatietypen langs de verschillende kleine bevaarbare waterlopen dezelfde kenmerken en soortensamenstelling bezitten, is het aangewezen om deze studie uit te breiden naar verschillende waterlopen en op niveau van verschillende waterlopen een vergelijkende analyse uit te voeren.

Inhoud

1	Doelstelling	4
2	Inleiding.....	5
3	Materiaal en methoden.....	7
3.1	Studiegebied	7
3.2	Datainzameling	7
3.3	Dataverwerking.....	14
3.3.1	Ellenbergindicatiegetallen	14
3.3.2	Ordinatie	15
3.3.3	Bepaling van de verschillen tussen de lijntransecten	16
4	Resultaten	17
4.1	Ordinatie	17
4.1.1	DCA	17
4.1.2	CCA	20
4.2	Lineaire regressie	23
4.3	Bepaling van de verschillen tussen lijntransecten	24
4.3.1	Moerasvegetaties	24
4.3.2	Grazige vegetaties.....	26
4.3.3	Nitrofiele vegetaties.....	28
4.3.4	Rietvegetaties	29
5	Conclusie	32

1 Doelstelling

In deze studie wordt nagegaan in welke mate het aantal lijntransecten per vegetatietype ruimtelijk gespreid kan worden ter optimalisatie van de inventarisatiebehoeften per vegetatietype. Hierbij wordt er gestreefd naar een minimale kost aan inventarisaties, waarbij er tegelijkertijd een geschikte toekomstgerichte opvolging van NTMB-oeveren wordt gegarandeerd. Concreet betekent dit dat de lijntransecten, die momenteel om de 1m werden toegepast, met elkaar vergeleken worden om te zien of ze al dan niet significant verschillen. Uit de bekomen resultaten kunnen we dan beslissen of we de afstand tussen elk lijntransect aanpassen om zo tot een efficiëntere en kostbesparende inventarisatie te komen: trajecten gekenmerkt door enerzijds relatief stabiele vegetatietypen kunnen in de toekomst minder intensief gemonitord worden, trajecten onderhevig aan snelle vegetatieveranderingen kunnen anderzijds wel intensiever geïnventariseerd worden.

2 Inleiding

Bij de analyse van de oevers staat de ontwikkeling van ecologische gradiënten centraal. Deze worden onder andere weerspiegeld in de plantengemeenschappen. Er is een duidelijke zonering te wijten aan de verschillende ligging van de soorten in relatie tot het waterniveau. Uit deze waarneming kan men afleiden dat een gradiënt van factoren die ook varieert in functie van de hoogte (bv. vochtigheidsgraad, overstromingsduur, organisch gehalte, korrelgrootte van de bodem) een belangrijke invloed uitoefent op oeverplanten en plantengemeenschappen (Keddy 1984). Een ander kenmerk van de vegetaties langs de Moervaart, is dat op zeer lokale schaal, een grote variatie kan optreden in soortensamenstelling en soortenrijkdom. Dit betekent dat de oevers en de aanwezige plantengemeenschappen moeilijk afgebakend en gekarakteriseerd kunnen worden.

Om een duidelijke beschrijving van de ecologische gradiënt die op de oevers aanwezig is te kunnen maken, vereisen we een aangepaste inventarisatiemethode voor de vegetaties.

Een vergelijking tussen verschillende inventarisatiemethoden heeft aangetoond dat lijntransecten (line-intercept sampling) het meest efficiënt zijn (Vermeersch *et al.* 2013). Deze methode wordt aangewend om op te volgen hoe vegetaties variëren met een veranderende omgeving. De transecten worden loodrecht op de gradiënt geplaatst (Fig. 1; Weaver & Clements 1929; Gillison 1985; Herrick *et al.* 2005).

Deze methode wordt frequent in de vegetatieanalyse gebruikt voor het kwantificeren van de bedekking, de samenstelling, structuur en stabiliteit. Hierdoor kunnen indicatoren worden afgeleid die gerelateerd kunnen worden aan hydrologische factoren, erosie en vegetatieherstel evenals het bepalen van competitie tussen soorten (Herrick *et al.* 2006). Andere toepassingen is de detectie van het verschil in soortendiversiteit van graslanden tussen twee typen beheer (Lörentzen *et al.* 2008), verschillen in bodemkarakteristieken te wijten aan begrazing (Muscha & Hild 2006), vergelijken van veranderingen in vegetaties langsheen begrazingsgradiënten met een verschillende begrazingsdruk (Hoshino *et al.* 2009), het onderzoek naar wegbermvegetatietypen langsheen omgevingsgradiënten (Arévalo *et al.* 2005; Karim & Mallik 2008), de zonatie van de oevers van stilstaande wateren en kustecosystemen (Keddy 1984; Steinhardt 2009), de beschrijving van successiegradiënten (Jerling 1983), de evaluatie van het vegetatieherstel langs waterlopen (Long *et al.* 2003).

Het gebruik van lijntransecten is een snelle en accurate methode die langs oevers gerelateerd wordt tot watererosie en waterinfiltratie. Deze methode weerspiegelt het vermogen van de vegetatie om aan deze krachten te weerstaan en te herstellen van degradatie (Herrick *et al.* 2005). Wanneer het gebruik van lijntransecten repetitief over kleinere oppervlakten worden gebruikt, is het mogelijk om de transecten te groeperen in grotere gehelen om de fluctuaties van de waarnemingen uit te lichten (Fewster *et al.* 2005).

Lijntransecten worden gebruikt voor het bepalen van bedekking en samenstelling van diverse plantengemeenschappen als ruigten, graslanden, moerassen en eenjarigen (Herrick *et al.* 2006).

Het komt er in een monitoringsprocedure echter niet alleen op aan om een ontwerp te volgen die stabiel, krachtig en robuust is, maar ook kostenefficiënt waarbij belangrijke vegetatieveranderingen waargenomen worden met een aanvaardbare foutmarge (Larsen & Marx 1981).

Bovendien heeft onderzoek aangetoond dat het ontwerp van de monitoringsmethode integraal deel moet uitmaken van het planningsproces voor de aanleg van NTMB-oevers en

van de monitoringsdoelstellingen (Herrick et al. 2006). Verkeerd ontworpen monitoringsontwerpen, zullen de beleidsmensen geen antwoorden bieden op onderzoeksvragen met betrekking tot de efficiëntie van de oeverinrichting en de baten voor biodiversiteit (Brady et al. 1995).

3 Materiaal en methoden

3.1 Studiegebied

De gegevens werden ingezameld aan de oevers van de Moervaart tussen Lokeren en het Kanaal Gent-Terneuzen. Alle inventarisaties gebeurden ter hoogte van NTMB-constructies bestaande uit palen en wiepen en plasbermen.

Gebaseerd op een monitoringsplan ter evaluatie van de verschillende oevertypes (Vermeersch & Decler 2007) werden alle NTMB-methodes in de periode 2005-2006 een eerste maal geïnventariseerd, gevolgd door een 2^e inventarisatie in de periode 2007-2008 (Vermeersch & Decler 2009), respectievelijk een derde inventarisatiecyclus (2010-2011) (Vermeersch & Dhaluin 2012). Hierin werden de verschillende NTMB-methodes geëvalueerd ter garantie voor een duurzame bescherming van de oever.

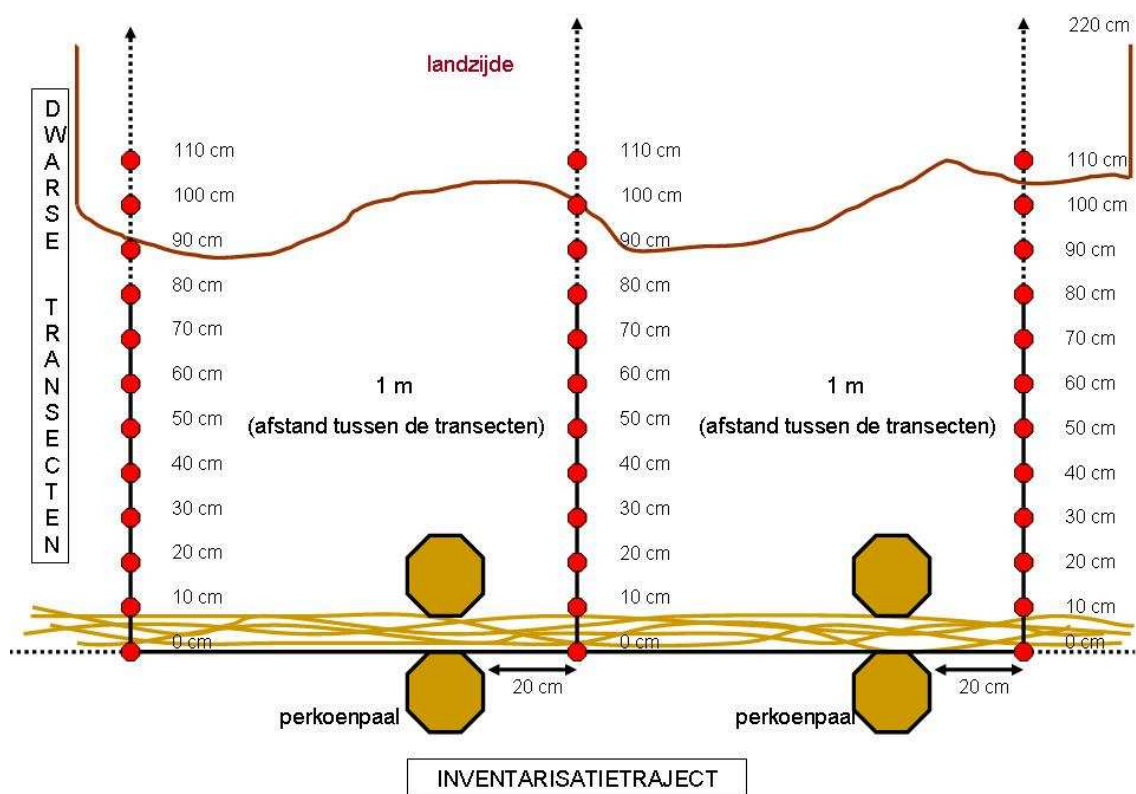
Het opzet van deze studie is het optimaliseren van de inventarisatiebehoeften per vegetatietype gebaseerd op resultaten van bovenvermeld ontwerpverslag.

3.2 Datainzameling

Om in de toekomst een verdere opvolging te kunnen garanderen met een minimale kost aan inventarisaties, zullen we nagaan in welke mate het aantal transecten gespreid kan worden. Gezien de verschillende kenmerken van de voorkomende vegetatietypen, zal per type nagegaan worden wat de minimale afstand tussen de dwarse transecten zal zijn om inventarisaties te bekomen zonder significant informatieverlies.

In een eerste fase werden de dwarstransecten zodanig gekozen dat ze enerzijds ver genoeg uit elkaar verwijderd zijn, zodanig dat naburige transecten met zekerheid geen zelfde individu raken. Op die manier zal eenzelfde individu niet tweemaal meegerekend worden in de inventarisatie. Anderzijds liggen ze dicht genoeg bij elkaar om de kans op de inventarisatie van zoveel mogelijk individuen te verhogen. Hoe dichter de dwarstransecten bij elkaar liggen, hoe beter de beschrijving van het studiegebied zal zijn.

De transecten werden dwars op de oevergradiënt geplaatst met een tussenafstand van 1 meter (Magnusson et al. 2009). De gradiënt die overspannen wordt begint aan de rivierzijde vanaf de wiepen en eindigt aan de kruin van de oever (Figuur 1).



Figuur 1. Bovenaanzicht van de inventarisatieopzet

Door als afstand tussen de dwarstransecten 1 m te kiezen, wordt de probabilliteit waarmee een individu gemeten wordt, herleid tot de afstand tussen de individuen, volgens onderstaande formule (Kaiser 1983).

$$E_{(p)} = L.w/A$$

Met $E_{(p)}$: de waarschijnlijkheid waarmee een individu gemeten wordt

L: totale lengte van de dwarstransecten

W: maximale afstand tussen naburige individuen, als loodrechte projectie op het inventarisatietraject

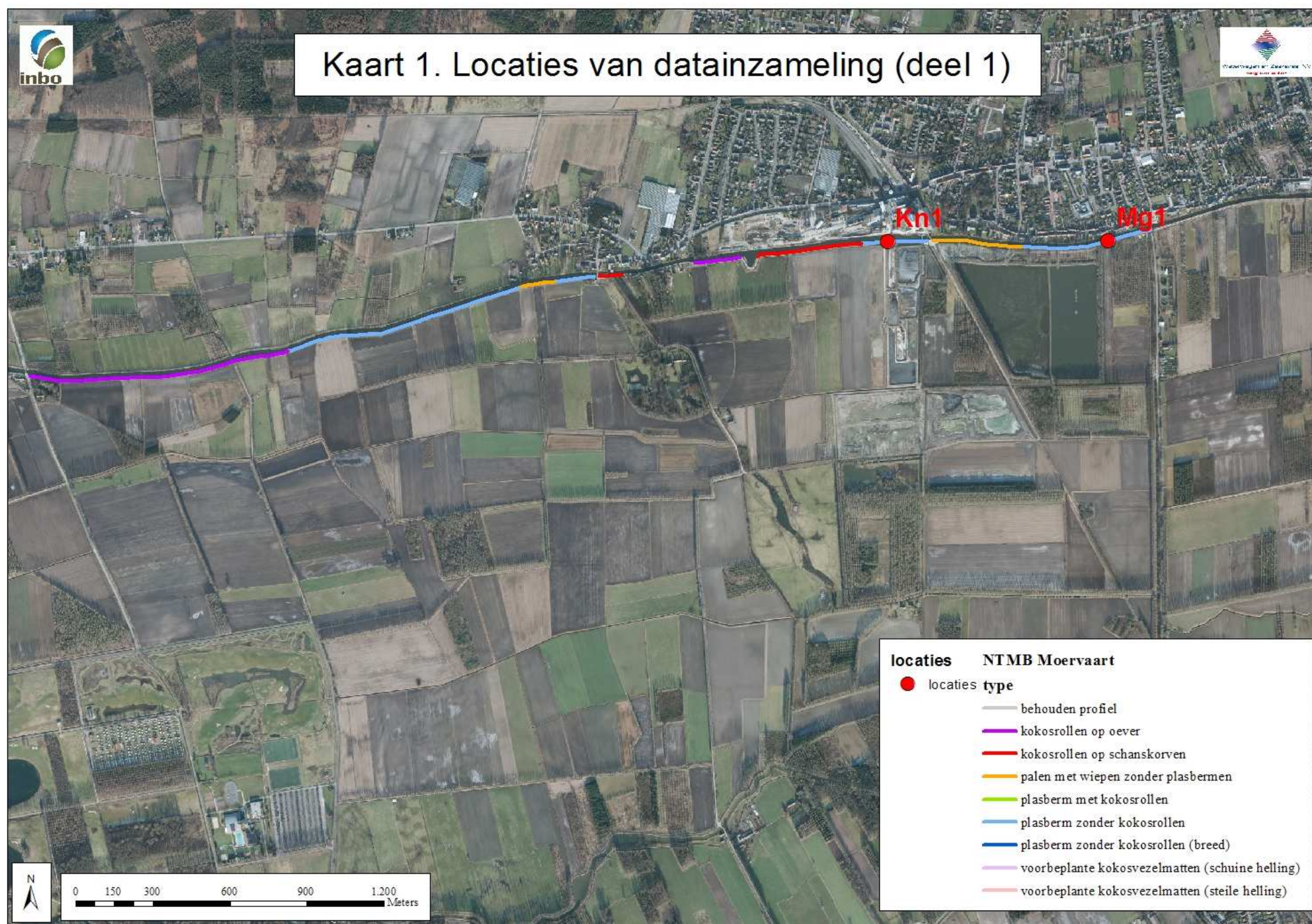
A: de totale oppervlakte die bestreken wordt door de transecten van van een bepaald oevertraject

De soorten die de transect raken worden om de 10 cm genoteerd (Booth *et al.* 2006)

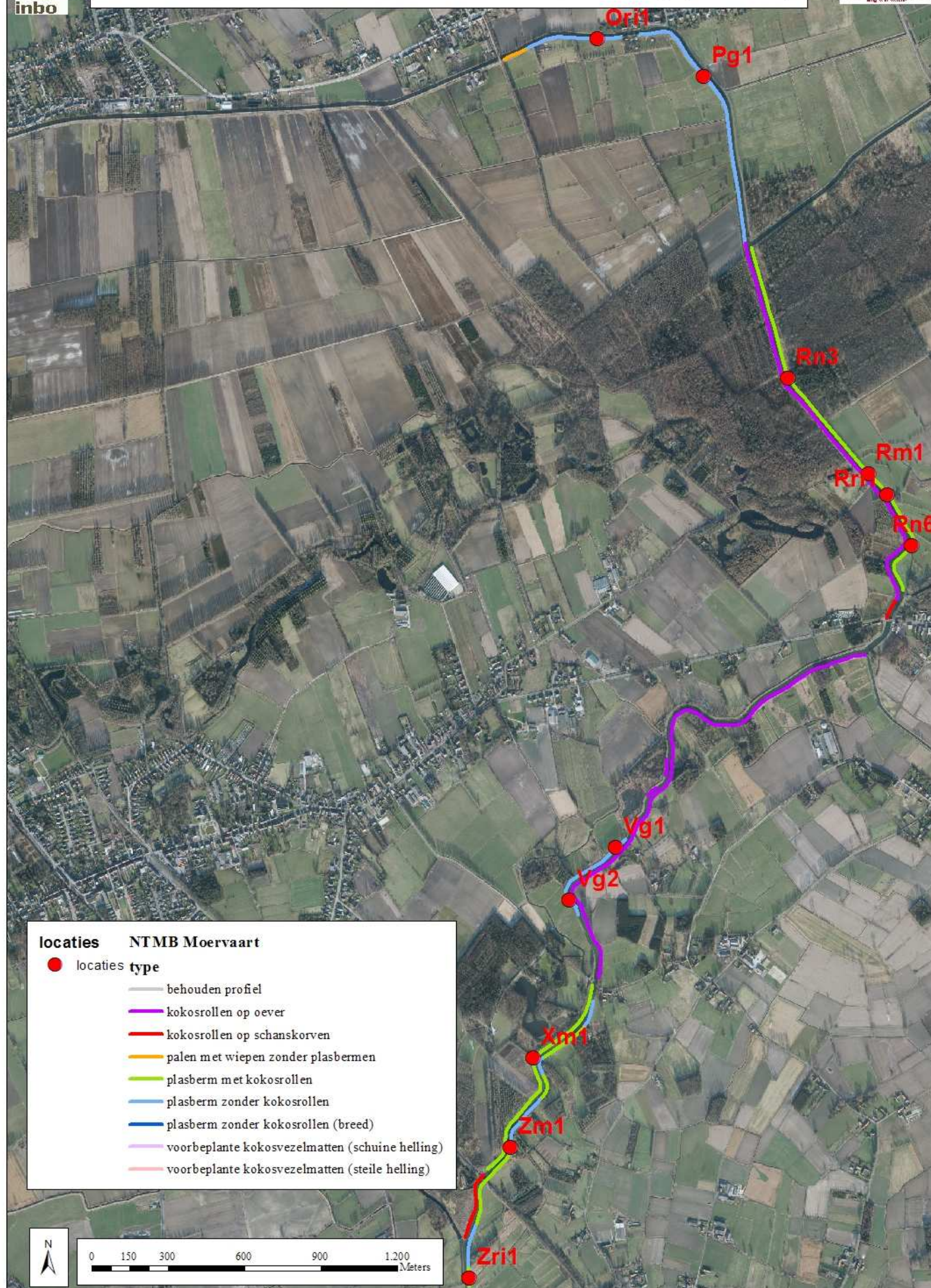
Vanuit dit startontwerp zal vervolgens nagegaan worden in welke mate het aantal transecten ruimtelijk gespreid kan worden opdat een verdere opvolging in de toekomst wordt gegarandeerd en dit met een minimale kost aan inventarisaties. De verschillende vegetatietypen nl. rietvegetaties, moerassen, graslanden en nitrofiële zomen, werden via een multivariate analyse bestudeerd.

De locatie waar data werden ingezameld zijn de volgende (Fig. 2 en 3):

- Pieter-heydensveer Daknambrug rechteroever, moerasvegetatie (Zm1)
- Pieter-heydensveer Daknambrug linkeroever, moerasvegetatie (Xm1)
- Kanaal Stekene Sinaaibrug rechteroever, moerasvegetatie (Rm1)
- Pieter Heydensveer/ Daknambrug rechteroever, moerasvegetatie (Zri1)
- Kanaal van Stekene/ Sinaaibrug rechteroever (Rri1)
- Coudenbormbrug/ Kanaal van Stekene linkeroever (Ori1)
- Dambrug suikerfabriek linkeroever, grazige vegetatie (Mg1)
- Pieter-heydensveer Sinaaibrug linkeroever, grazige vegetatie (Vg1)
- Kanaal Stekene Coudenborm linkeroever dubbele palenrij b, grazige vegetatie (Pg1)
- Kanaal Stekene Sinaaibrug rechteroever, nitrofiele zomen (Rn3)
- Kanaal Stekene Sinaaibrug rechteroever, nitrofiele zomen (Rn6)
- Suikerfabriek zwaaiikom linkeroever, nitrofiele zomen (Kn1)



Figuur 2. Locaties van de datainzameling (deel 1)



Figuur 3. Locaties van de datainzameling (deel 2)

3.3 Dataverwerking

3.3.1 Ellenbergindicatiegetallen

In afwezigheid van abiotische metingen, kunnen afgeleide indices, waardevolle informatie aanleveren om kennis te verschaffen in het kader van de werking van oeverecosystemen (Lopez *et al.* 2006). In deze analyse wordt gebruik gemaakt van Ellenberggetallen voor elke plantensoort op de oever om hun aanpassingen aan de diverse milieufactoren te beschrijven (Ellenberg *et al.* 1991). Het indicatorsysteem van Ellenberg gaat uit van de idee dat de aanwezigheid van plantensoorten in opnames een afspiegeling vormen van de omgeving waarin ze voorkomen. Hierdoor is het mogelijk om op basis van vegetatieopnames uitspraken te doen over de abiotische omstandigheden zoals zuur/basegehalte (R), vochtbeschikbaarheid (M), nutriëntenbeschikbaarheid (N) die voorgesteld worden door relatieve waarden volgens een ordinale schaal. M.a.w. kan een beschrijving van de oevers uitgevoerd worden aan de hand van de gerealiseerde respons van soorten in relatie tot de variabelen vocht, reactiegetal (pH) en stikstof (Dupré *et al.* 2002). Echter, volgens Wamelink *et al.* (2006) vertoont de regressie van Ellenbergwaarden op veldmetingen een te grote spreiding, wat te wijten is aan een vegetatietype-afhankelijke systematische afwijking (bias) in de gemiddelde ellenbergwaarden. Voorzichtigheid is dus geboden bij het gebruik van dit Ellenbergs indicatorsysteem. Doch, de toepassing van die gemiddelde indicatorwaarden kan beschouwd worden als een doeltreffend instrument in deze vegetatieanalyse, aangezien de Ellenbergwaarden ook per vegetatietype worden berekend.

Gemiddelde Ellenbergwaarden zijn veel toegepast in vegetatieonderzoek, bv. voor de bepaling van de graad van eutroficatie, verdroging en verzuring in bossen en in moerasgebieden. Ze werden ook gebruikt om successie te bepalen in graslanden, het bepalen van opbrengst en om het onderscheid te maken tussen verschillende graslandgemeenschappen. Een overzicht hiervan wordt gegeven door Hill & Carey (1997).

Het vocht-, stikstof-, en reactiegetal van een site werden afgeleid door de berekening van gewogen gemiddelden van de indicatiewaarden voor alle soorten aanwezig op de plot (ter Braak & Barendregt 1986; Dupré & Diekmann 1998):

$$WA_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n A_{ij} * V_{ik}}{\sum_{i=1}^n A_{ij}}$$

waarbij WA_{jk} = het gewogen gemiddelde voor plot j en variabele k

A_{ij} = bedekkingsgraad van soort i in plot j

V_{ik} = de indicatiewaarde van de soorten i voor variabele k

De soorten die niet indicatief zijn voor een bepaalde factor of die een brede ecologische amplitude hebben (Ellenberg indicator value=x) werden uit de berekeningen onttrokken.

Om de gradiënt langs de oeverzones van de Moervaart te karakteriseren blijkt vooral het vochtgetal M van belang zijn. Soms kan deze gradient echter gemaskeerd worden door de aanwezigheid van clonale soorten die een sterke laterale uitbreidingscapaciteit bezitten, zoals riet. Ook de uitbreiding van Grote waternavel kan de vorming van een gradiënt en de beoogde biodiversiteit belemmeren.

Volgende vier vegetatietypes komen aan bod in onze analyse: rietvegetaties, nitrofiële zomen, moerasvegetaties en grazige vegetaties.

3.3.2 Ordinatie

In de verdere karakterisatie van de vegetatie werd in een eerste stap een indirecte gradientanalyse uitgevoerd, meer bepaald Detrended Correspondence Analysis (DCA). Deze univariate componentanalyse tracht de verschillende vegetatieopnamen maximaal te scheiden langsheen de ordinatie-assen op basis van de soortensamenstelling. Dit heeft als gevolg dat men een clustering van vegetatieopnames krijgt in de meerdimensionale ruimte naargelang hun similariteit: gelijkende eenheden liggen bijeen, niet-gelijkende liggen ver uit elkaar. Hoe dichter de opnamen bij de DCA-as liggen, hoe beter hun positie hierdoor wordt verklaard. In een DCA wordt er voornamelijk enkel aan de eerste as aandacht besteed. Het is aangetoond dat DCA een sterk instrument is om patronen te kunnen detecteren in vegetatiegemeenschappen (Hill & Gauch 1980; Peet & Christensen 1988; Reed *et al.* 1993).

Om de mogelijke gradiënten weer te geven, werd er een lineaire regressie uitgevoerd tussen de coëfficiënten van as 1 (bekomen uit de DCA) en de Ellenbergwaarden en de eerste DCA-as. Op deze manier werd de significantie van de correlatie van iedere variabele met de eerste ordinatie-as bepaald.

We streefden er ook naar om een directe analyse uit te voeren, waarbij vegetatiegegevens en abiotische variabelen in dezelfde analyse werden verwerkt. De set van variabelen bestaat uit gewogen Ellenbergindicatiewaarden. Afhankelijk van de lengte van de eerste DCA ordinatie-as, werd een aangepaste analyse uitgekozen. De lengte van de eerste DCA-as bedraagt 4,28 standaarddeviaties wat duidt op een niet-lineariteit in de data. Bijgevolg gaan we over tot een directe gradientanalyse, en dan meerbepaald de Canonical Correspondence Analysis (CCA). Hierbij worden, in tegenstelling tot de indirecte gradientanalyse, de milieuvariabelen (i.e. R, M en N) wél meegenomen in de berekening. Het achterhalen van de correlatie tussen elke milieuvariabele en de ordinatieas komt overeen met het uitvoeren van een meervoudige regressie van de as op de milieuvariabelen. De zo ontstane ordinatieassen zijn dan een lineaire combinatie van de milieufactoren (Van Katwijck & ter Braak 2003). In de analyse werd ook rekening gehouden met de eigenwaarden van de ordinatieassen die hoger is naargelang het belang van de desbetreffende as toeneemt.

De ordinatietesten werden uitgevoerd aan de hand van het programma PC-ORD (Mc Cune & Mefford 1995). Een Monte Carlo Permutation test werd gebruikt om de statistische significantie van de eigenwaarde van de eerste ordinatie-as te bepalen.

3.3.3 Bepaling van de verschillen tussen de lijntransecten

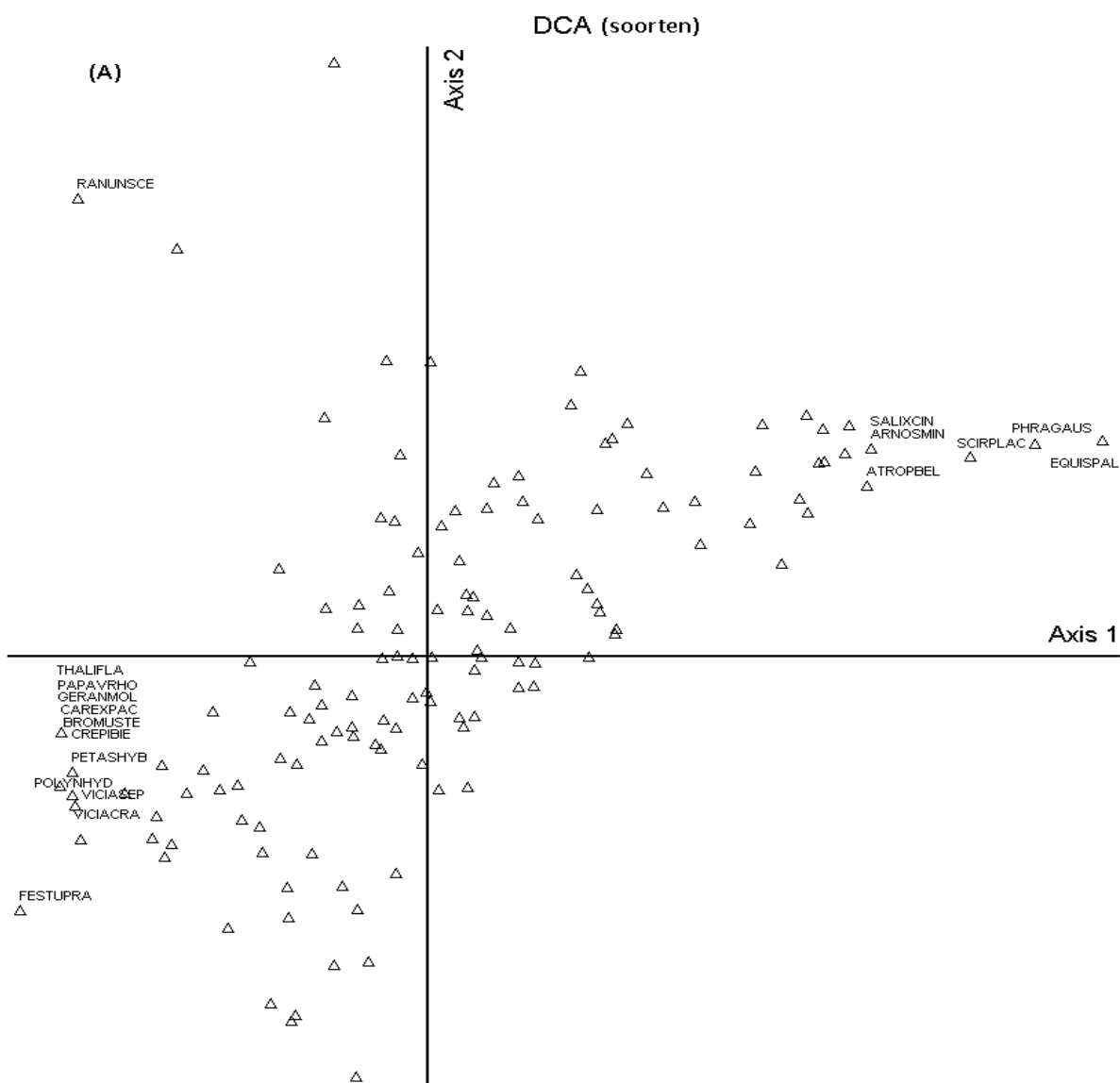
De Wilcoxon rank test, via het Splus programma, werd gebruikt om te bepalen of er significante verschillen tussen de gewogen gemiddelden van de Ellenbergwaarden werden bekomen tussen de verschillende lijntransecten onderling. Er werd gekozen voor een Wilcoxon-rank test, een niet-parametrische toets, omdat we de verdeling op voorhand niet kenden en we te maken hebben met onafhankelijke observaties (de lijntransecten). Ze wordt bovendien niet beïnvloed door extremen in de gegevens en vormt een conservatieve doch robuuste methode voor het bepalen van de significantie (Fay & Proschan 2010). De Ellenbergwaarden van de geïventariseerde planten in elk lijntransect werden 1 aan 1 vergeleken met het aanliggend lijntransect om hun verschil in significantie te testen. Deze procedure werd telkens met een andere afstandsmaat herhaald gaande van 1m t.e.m. 10m. Het percentage van significant verschillende lijntransecten werd uitgezet in functie van elke afstand.

4 Resultaten

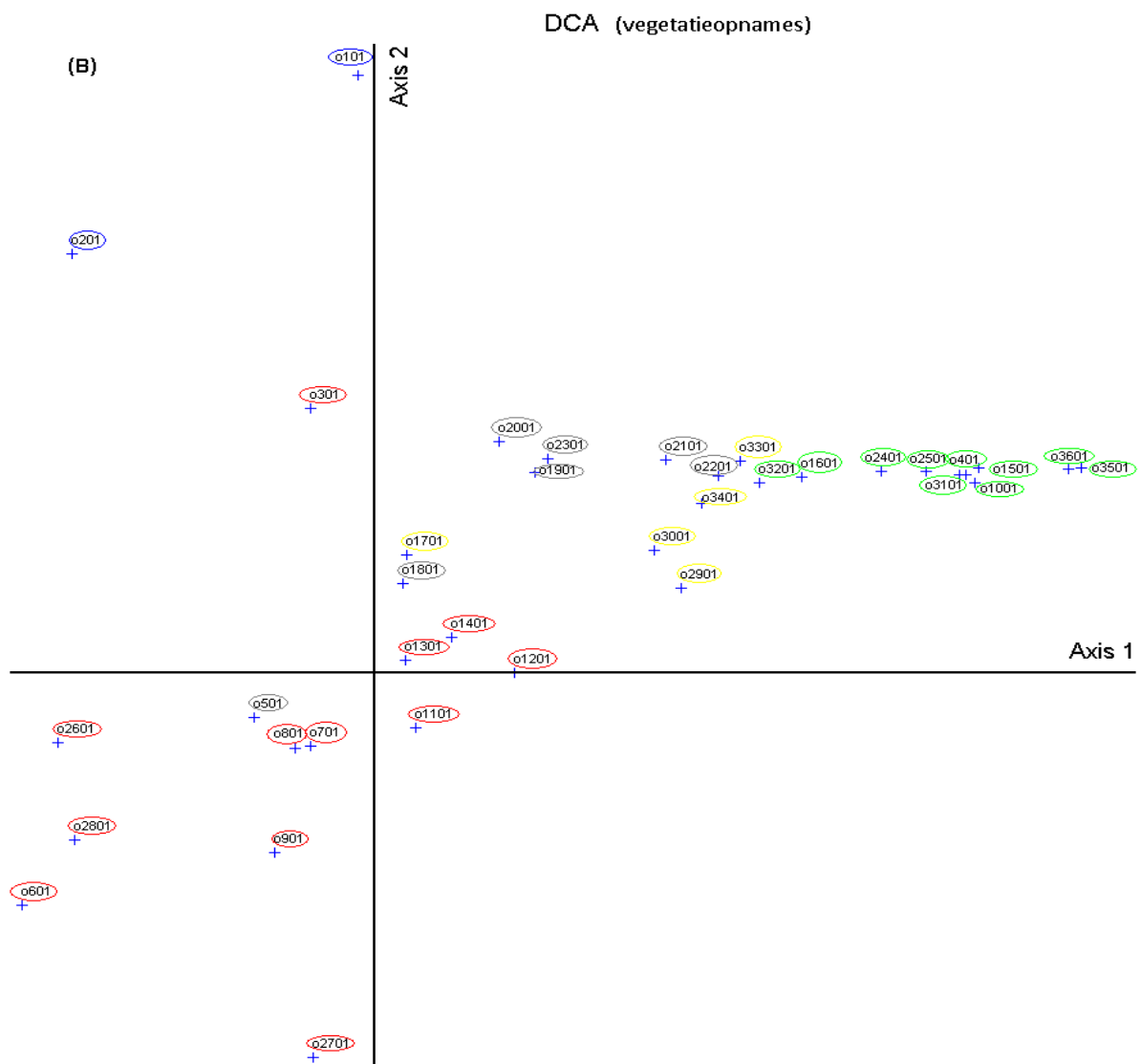
4.1 Ordinatie

4.1.1 DCA

Via de DCA als indirecte analyse kunnen we de verschillen tussen de groepen en de belangrijkste gradienten visualiseren. De lengte van de gradientas bedroeg 4,28 standaarddeviaties. De eigenwaardes van as 1, 2 en 3 waren resp. 0.75, 0.47 en 0.22. Enkel de eerste as kan dus als relevant worden beschouwd. Het resultaat van de DCA op basis van de soortensamenstelling wordt weergegeven in figuur 4a, en die van de opnames in figuur 4b. Soorten gelegen aan de uiteindes van de assen kunnen hun voorkeur voor extreme milieumomstandigheden tonen. Soorten gelegen in het centrum van het ordinatiediagram kunnen soorten zijn met een optimum in het centrum, maar ze kunnen even goed ongecorreleerd zijn aan de ordinatieassen.



Figuur 4a. Indirecte gradientanalyse a.h.v. een Detrended Correspondence Analysis van de plantensoorten van 36 steekproeftrajecten ter hoogte van de NTMB-oever van de Moervaart (eigenwaarde as 1: 0,479; as 2: 0,465; as 3: 0,224). Enkel de soorten die helpen in het verklaren van de eerste ordinaties zijn getoond op de plot: vochtminnende soorten staan aan het ene rechteruiteinde van de as, droogteminnende aan de andere kant.



Figuur 4b. Indirecte gradientanalyse a.d.h.v. een DCA van 36 steekproeftrajecten ter hoogte van de NTMB-oever van de Moervaart. De verschillende vegetatietypes: rood = graslanden, blauw = ruigte, grijs = nitrofiële zomen, geel = moerasvegetaties, groen = rietvegetaties (eigenwaarde as 1: 0,479; as 2: 0,465; as 3: 0,224). De eerste ordinatie-as weerspiegelt een vochtigheidsgradient: vochtige vegetatietypes (moeras, riet) aan de ene rechterkant, drogere zoals (ruigte, graslanden) groeperen links; nitrofiële zomen vormen hiertussen een overgang.

Men kan in eerste instantie vaststellen dat de soorten volgens de eerste as hoofdzakelijk gescheiden worden naargelang een vochtigheidsgradient. Soorten zoals grote klaproos, zachte ooievaarsbek, ijle dravik, groot streepzaad zijn eerder droogteminnend en te vinden in graslanden. Soorten zoals lidrus, riet, mattenbies, grauwe wilg komen daarentegen eerder voor op vochtig tot natte milieus (Weeda *et al.* 1987; Lambinon *et al.* 1988).

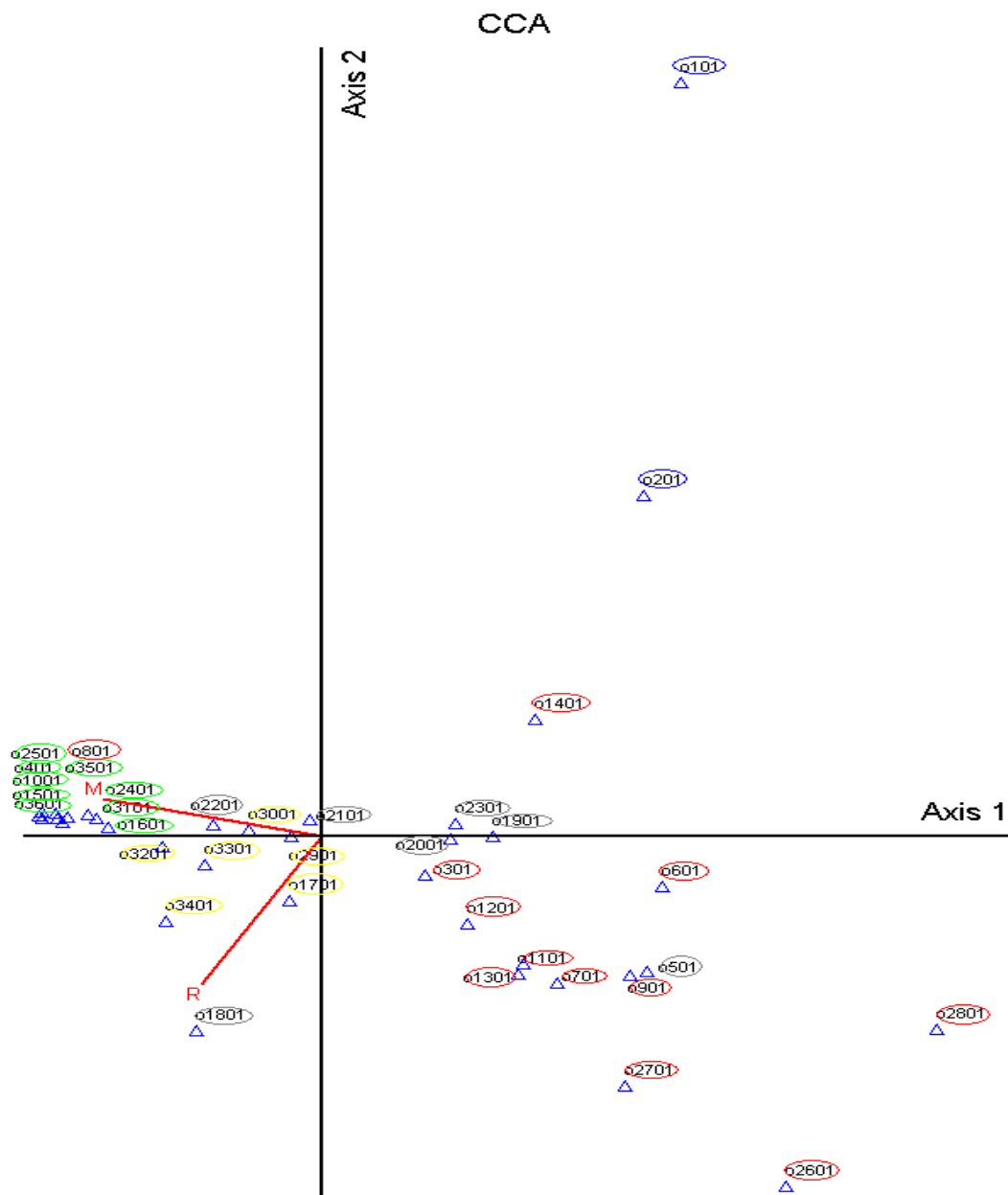
4.1.2 CCA

De lengte van de eerste DCA-as bedroeg 4,28 standaarddeviaties zodat we een directe gradientanalyse uitvoeren: Canonical Correspondence Analysis (CCA). We gebruiken een CCA om te weten wat de correlatie is tussen ieder van de milieuvariabelen en de ordinatieas, m.a.w. we trachten de set van verklarende variabelen (Ellenbergwaarden) uit te testen en te kwantificeren (Fig. 5).

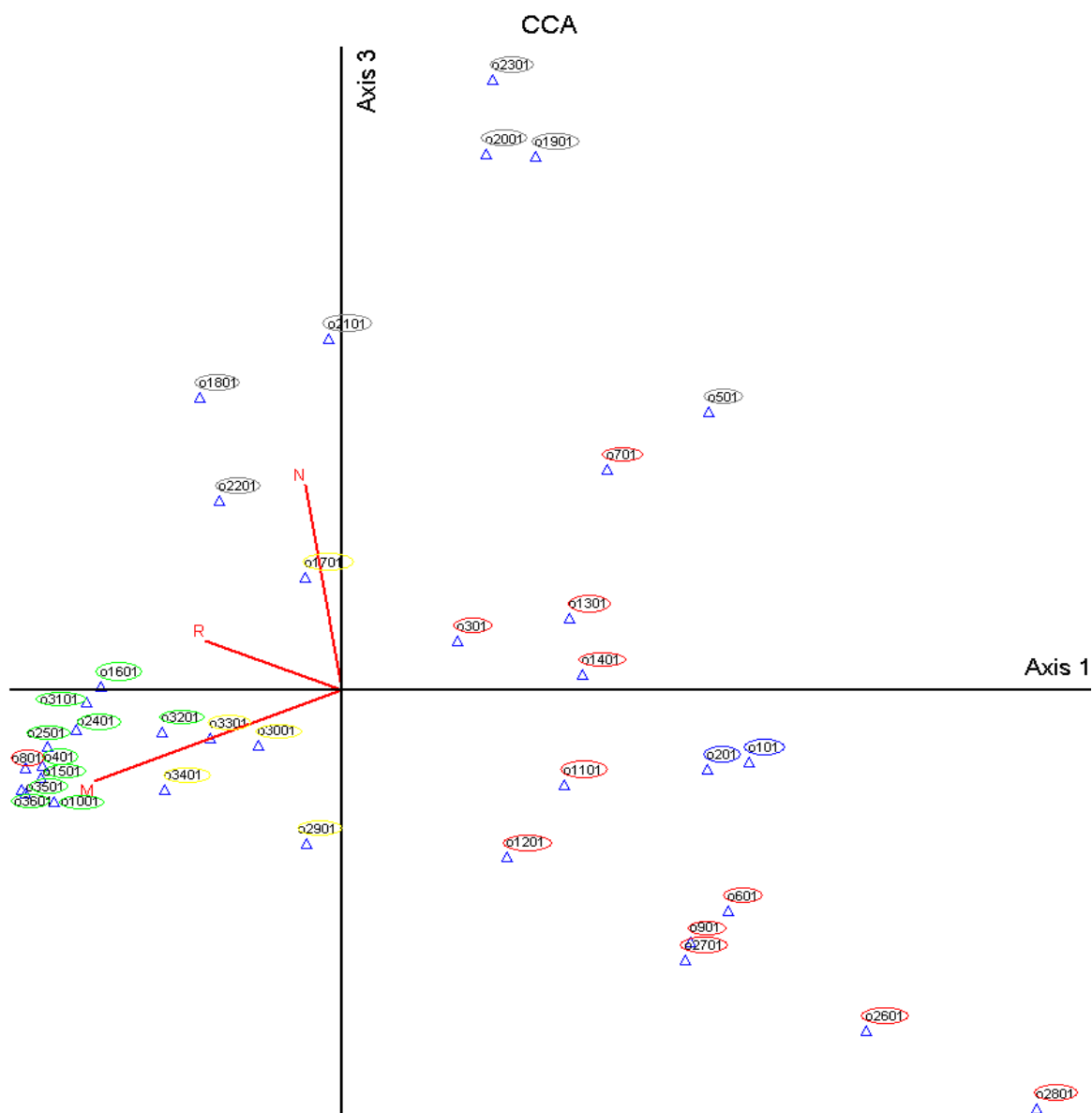
36,9 % van de variantie in de data wordt verklaard door de eerste 3 CCA-assen wat voldoende is voor de analyse. De eerste CCA-as was het sterkst en negatief gecorreleerd met het vochtgetal M: de correlatiecoëfficiënt bedraagt -0,873. De tweede CCA-as is voornamelijk negatief geassocieerd met het zuurgetal R, maar weinig met de andere variabelen. De derde as tenslotte is het sterkst en positief gekoppeld aan de derde CCA-as. De correlatiecoëfficiënten bedragen respectievelijk -0,843 en 0,992.

Rietvegetaties zijn vanwege hun sterke afhankelijkheid met vochtige milieus duidelijk aan de positieve kant van M geclusterd, die zich op zijn beurt aan de negatieve kant van de eerste CCA-as bevindt. Dit geldt ook voor moerasvegetaties die rond de positieve kant van M, maar tegelijkertijd rond de positieve kant van R gegroepeerd zijn. Grazige vegetaties daarentegen liggen verspreid rond de negatieve kant van M, wat wijst op een voorkeur voor eerder drogere milieus. Ruigtevegetaties liggen dan weer aan de negatieve kant van het reactiegetal, wat op een zuur/ baseafhankelijkheid zou kunnen duiden.

Indien we de clustering bij de nutriëntenrijkdom N bekijken (Fig. 6) zien we dat de vegetaties van de nitrofiële zones duidelijk gegroepeerd liggen aan de positieve kant. De overige vegetatietypes vertonen een te grote spreiding om een duidelijke correlatie met de nutriëntenrijkdom te beschrijven.



Figuur 5: Directe gradientanalyse a.d.h.v. een Canonical Correspondence Analysis van 36 steekproeftrajecten ter hoogte van de NTMB-oeveren van de Moervaart. De verschillende vegetatietypes: rood = grazige vegetatie, blauw = ruigte, grijs = nitrofiele zomen, geel = moeras, groen = riet (eigenwaarde as 1: 0,583; as2: 0,497; as 3: 0,368), (cumulatief verklaarde variantie as 1: 14,8%; as 1, 2: 27,5%; as 1, 2, 3: 36,9%). Het vocht- en reactiegetal is het sterkst en negatief gecorreleerd met respectievelijk de eerste en de tweede CCA-as (-0,873 en -0,843).



Figuur 6. Directe gradientanalyse a.d.h.v. een Canonical Correspondence Analysis van 36 steekproeftrajecten ter hoogte van de NTMB-oeveren van de Moervaart. De verschillende vegetatietypes: rood = grazige vegetatie, blauw = ruigte, grijs = nitrofiele zomen, geel = moeras, groen = riet (eigenwaarde as 1: 0,583; as2: 0,497; as 3: 0,368), (cumulatief verklaarde variantie as 1: 14,8%; as 1, 2: 27,5%; as 1, 2, 3: 36,9%). Het vochtgetal is het sterkst en negatief gecorreleerd met de eerste CCA-as (-0,873). De nutriëntenrijkdom N vertoont een sterk positieve relatie met de derde CCA-as (0,992).

Ook in de DCA van de opnames kan men deze trend observeren. Vegetatietypen zoals riet- en moerasvegetaties staan uiterst rechts (resp. groen en geel), grazige vegetaties en ruigtes bevinden zich aan de linkerkant (resp. rood en blauw). Nitrofiele zomen bevinden zich tussen deze twee (grijs). De grotere interne spreiding van de graslandvegetaties is waarschijnlijk te wijten aan de verschillende graslandsoorten binnen onze opnames van de steekproef.

4.2 Lineaire regressie

Om meer duidelijkheid te scheppen in de mogelijke verklaring van de eerste as, zal er een lineaire regressie uitgevoerd worden met de coëfficiënten van as 1 (bekomen uit de DCA) en de 3 Ellenbergwaardes M, N en R. Op die manier wordt de relatie tussen 2 variabelen onderzocht wat ons toelaat voorspellingen te doen van de afhankelijke variabele y (i.e. de ellenbergwaardes) in functie van de onafhankelijke variabele x (i.e. de coëfficiënten van de DCA).

Uit de lineaire regressie (Fig. 7) bemerken we dat de ellenbergwaarde van vochtigheid M een zeer hoge correlatie vertoont met de coëfficiënten van de eerste DCA-as ($p < 0.001$) in tegenstelling tot de lineaire regressie van de overige 2 ellenbergwaardes N en R (n.s.). De sterkte van de relatie wordt weergegeven door de determinatie-coëfficiënt R^2 die het percentage van de variatie in y dat verklaard wordt door de variatie in x , weergeeft. Voor de correlatie met de ellenberg vochtgetallen bedraagt deze 0,564.

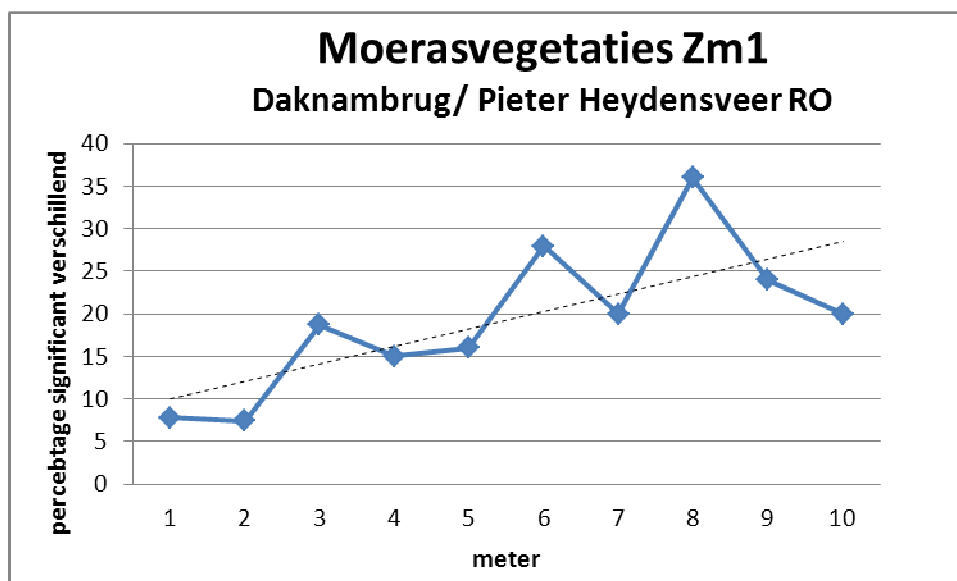
4.3 Bepaling van de verschillen tussen lijntransecten

Met het oog op het generaliseren van de inventarisatiebehoeften bekijken we de resultaten per vegetatietype. Op onderstaande figuren ziet men de resultaten van de reeks Wilcoxon-testen voor de onderzochte vegetatietypes (resp. moerasvegetatie, grazige vegetatie, nitrofiële zomen en rietvegetaties). Hierbij worden de percentages van de significant verschillende lijntransecten in functie van hun onderlinge afstand weergegeven. Zoals verwacht nemen de verschillen toe naarmate men lijntransecten vergelijkt die verder van elkaar afgelegen zijn. Een trendlijn wordt daarom weergegeven om deze algemene stijgende tendens van de grafieken beter te visualiseren.

Indien het percentage van significant verschil stijgt naarmate de afstand toeneemt, zal de voorgaande afstand beschouwd worden als nieuwe geoptimaliseerde inventarisatie-afstand. Alle opnames van de lijntransecten werden vanaf 1m genomen, omdat dit een voldoende afstand is om tot een goede inventarisatie van oevers te komen (Vermeersch & Dhaliuin 2012). Aan de hand van de bekomen resultaten trachten we deze afstand al dan niet aan te passen ter optimalisatie van de inventarisatie van oevervegetaties.

4.3.1 Moerasvegetaties

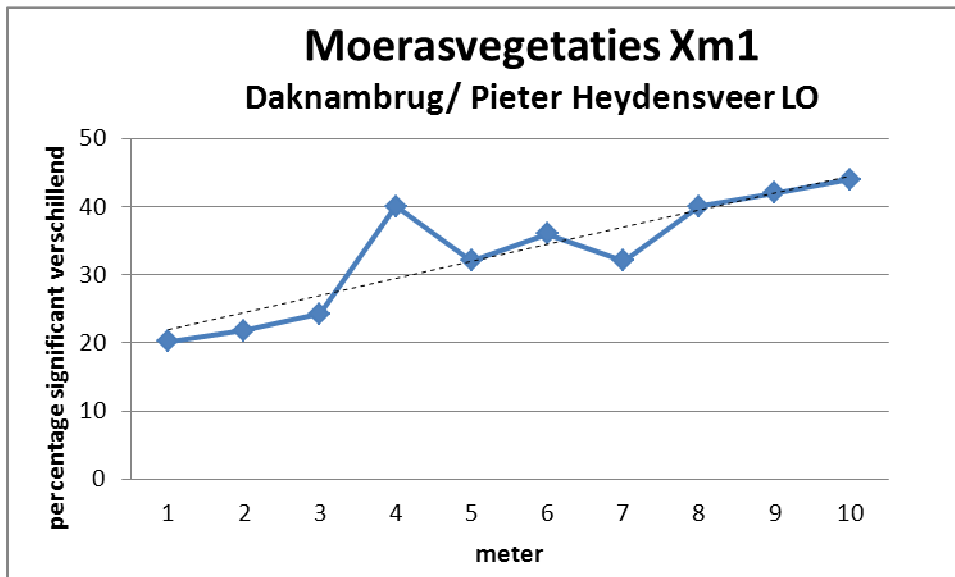
Als we de 3 opnames van moerasvegetaties bekijken (Fig. 8a, 8b, 8c), kan men bij de opname van moerasvegetatie Zm1 (Fig 8a) vaststellen dat de inventarisatieafstand tot 2m geoptimaliseerd kan worden, aangezien er bijna geen significant verschil is met de inventarisatie-afstand van 1m (7,84% vs. 7,41%).



Figuur 8a. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Zm1 (moerasvegetaties)

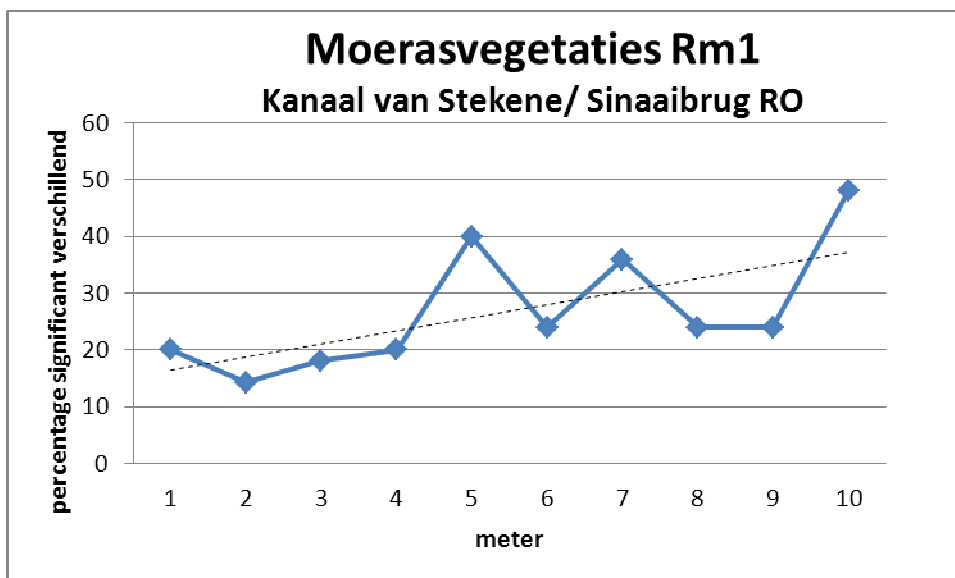
Bij de opname van moerasvegetatie Xm1 (Fig 8b) is het initiële percentage van significant verschillende lijntransecten reeds relatief hoog (20,2%) ondanks men hier slechts bij een afstand van 1m heeft geïnventariseerd. Er treedt weinig verandering op bij een inventarisatie om de 2 m (21,8 %). Ondanks dit hoog percentage van significant verschillende transecten, kan men aannemen dat er weinig verschil optreedt tussen een inventarisatie om de meter of om de twee meter. Het verlies aan nauwkeurigheid door een toename van 1,6% van significant verschillende transecten door een verdubbeling van de afstand weegt niet op

tegen de tijdswinst bij inventarisatie. Bijgevolg is 2 m dan ook de maximale afstand die bij dat traject gebruikt wordt opdat er een inventarisatie met een minimum aan informatieverlies wordt doorgevoerd.



Figuur 8b. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Xm1 (moerasvegetaties)

De inventarisatie-afstand bij de opname van moerasvegetatie Rm1 kan vergroot worden tot 4 meter (Fig. 8c). In het eerste deel van de curve is er een lichte daling op te merken. Het percentage van significant verschillende lijntransecten op afstand 1m (20%) wordt pas bij een afstand van 5m overschreden (40%). Een verhoging van het inventarisatie-interval van 1 tot 4m is dus gepast bij dit traject.



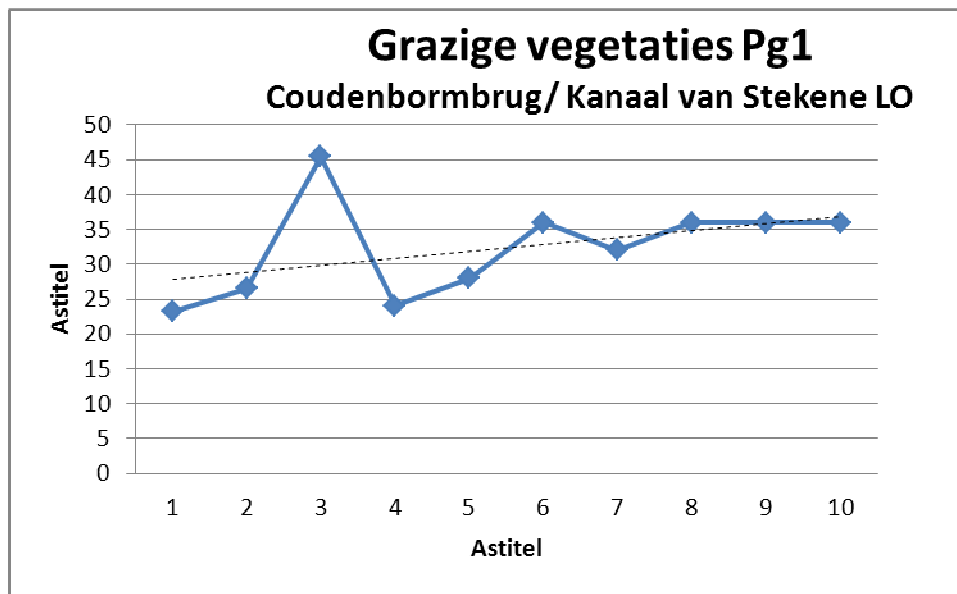
Figuur 8c. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Rm1 (moerasvegetaties)

Als compromis tussen Zm1, Xm1 en Rm1 zouden we daarom een inventarisatie-afstand van 2m kunnen voorstellen. Het valt niet uit te sluiten dat wanneer vegetaties een zekere

evenwichtstoestand naderen, de afstanden tussen de lijntransecten verder vergroot kunnen worden. Een ander belangrijk element echter is de complexiteit van de mozaïekstructuur tussen de vegetatietypen.

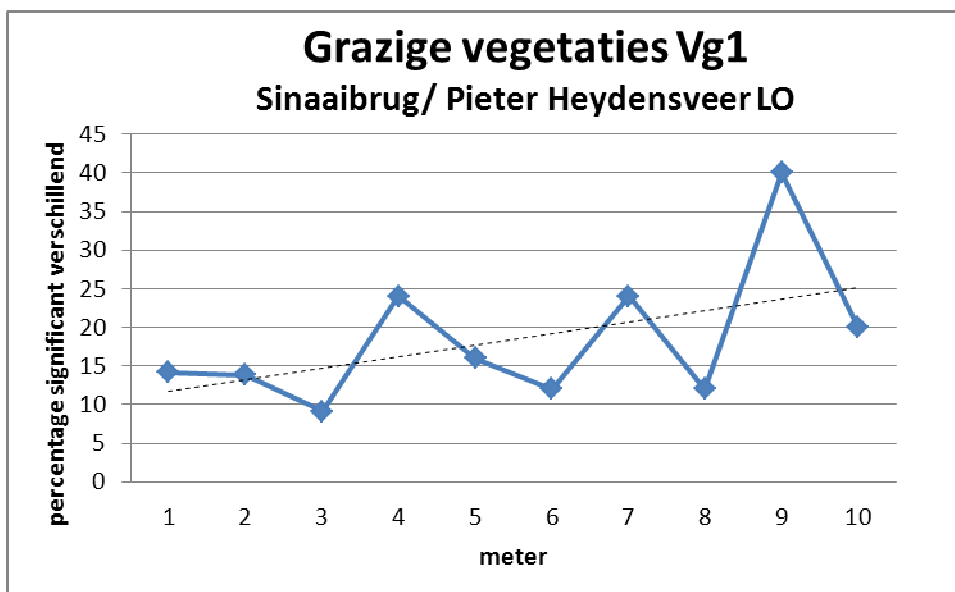
4.3.2 Grazige vegetaties

Enerzijds zijn de initiële verschillen tussen de transecten die om de meter werden uitgevoerd voor traject Pg1 groot, nl. 23,23% (Fig. 9a).



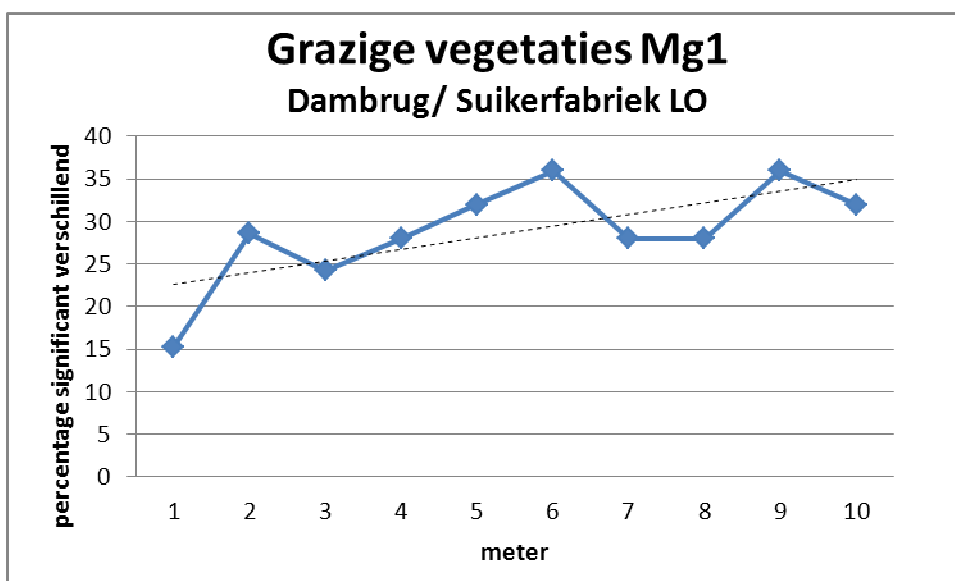
Figuur 9a. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Pg1 (grazige vegetaties)

Anderzijds begint de curve van opname Vg1 bij een relatief laag percentage van 14,14%, maar de fluctuaties zijn groot over het hele verloop van de grafiek (Fig. 9b).



Figuur 9b. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Vg1 (grazige vegetaties)

Voor het traject Mg1 merken we een verdubbeling van het aandeel significant verschillende transecten wanneer de afstand tussen de transecten verdubbeld wordt (Fig. 9c). Dergelijke effecten treden vooral op in soortenrijke graslanden.

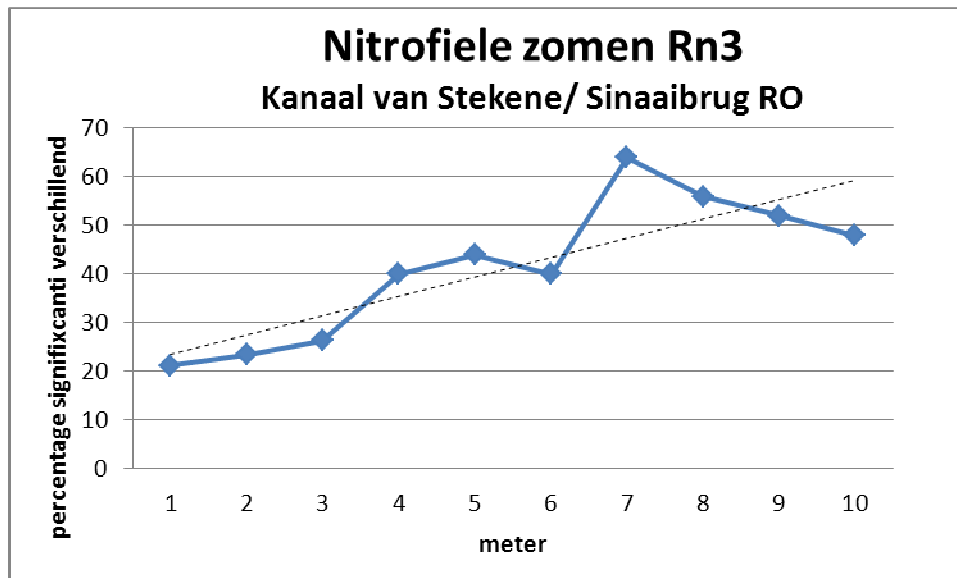


Figuur 9c. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Mg1 (grazige vegetaties)

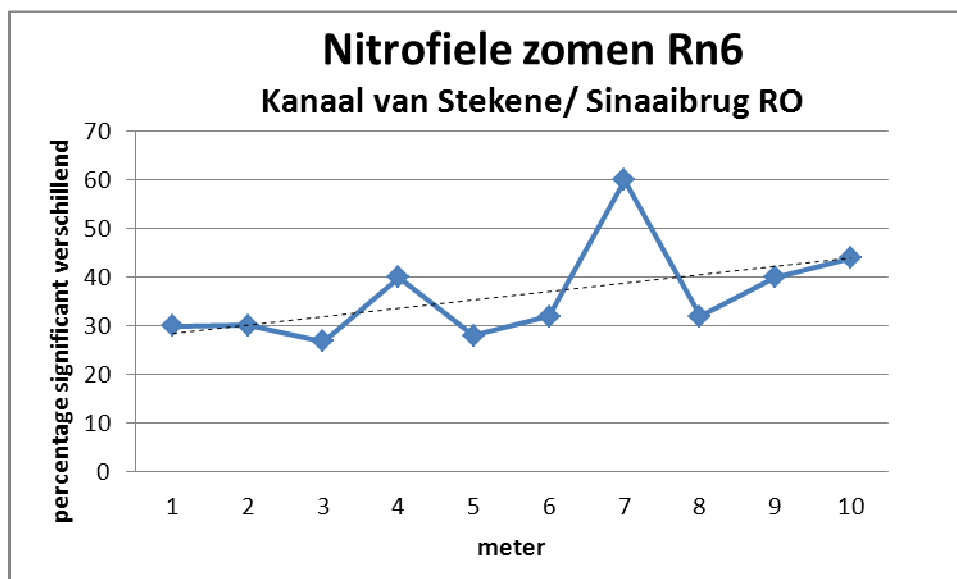
Met uitzondering van het traject Vg1, loopt het percentage van significant verschillende lijntransecten al snel op, zelfs bij een afstand van 2m (resp. 26,53% voor traject Pg1 en 28,57% voor traject Mg1). Deze verschillen hebben te maken met de heterogeniteit van de onderzochte graslanden, gaande van vochtige tot droge graslanden, zowel soortenrijk als soortenarm. Een voorbeeld is de opname Vg1 die 51 soorten bevat, terwijl dit bij opname Mg1 78 soorten zijn. Om bijgevolg een voldoende en representatieve variatie mee te beschouwen in de opnames van het grazige vegetatietype, is het vereist om de tussenliggende afstand van 1m te behouden.

4.3.3 Nitrofiële vegetaties

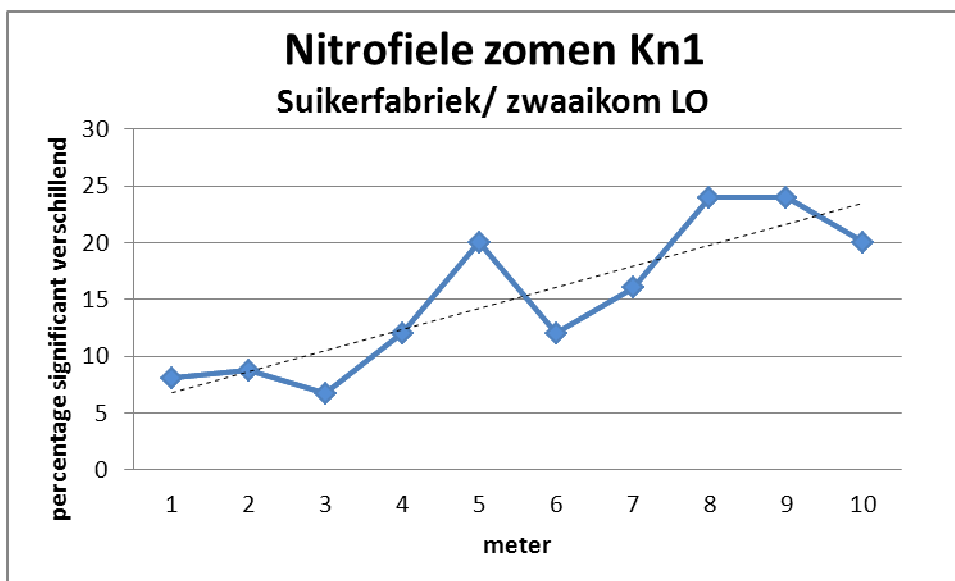
De opnames van de nitrofiële zomen Rn3, Rn6 en Kn1 hebben zoals de voorgaande vegetatietypes een stijgend verloop (Fig. 10a, 10b, 10c).



Figuur 10a. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Rn3 (nitrofiële zomen)



Figuur 10b. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Rn6 (nitrofiële zomen)

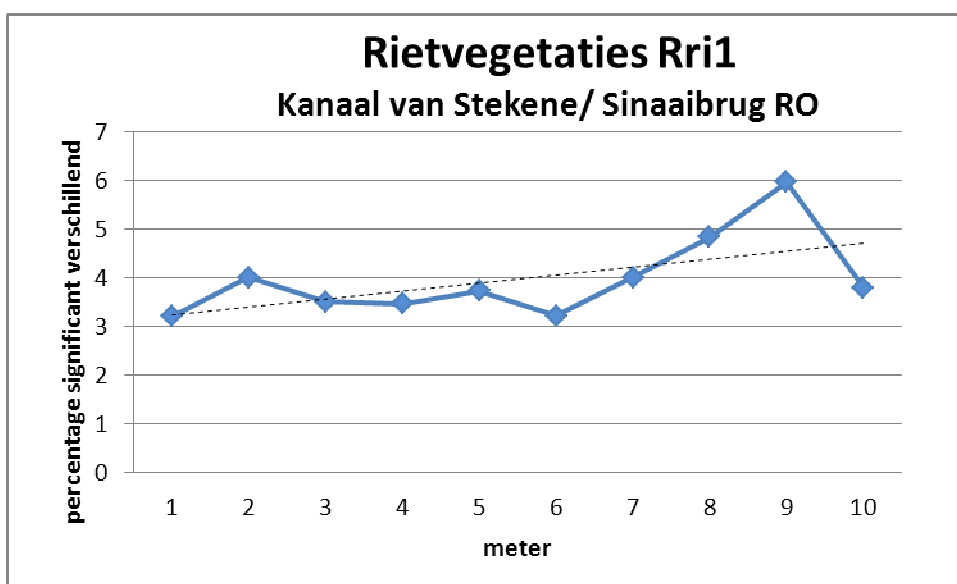


Figuur 10c. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Kn1 (nitrofiele zomen)

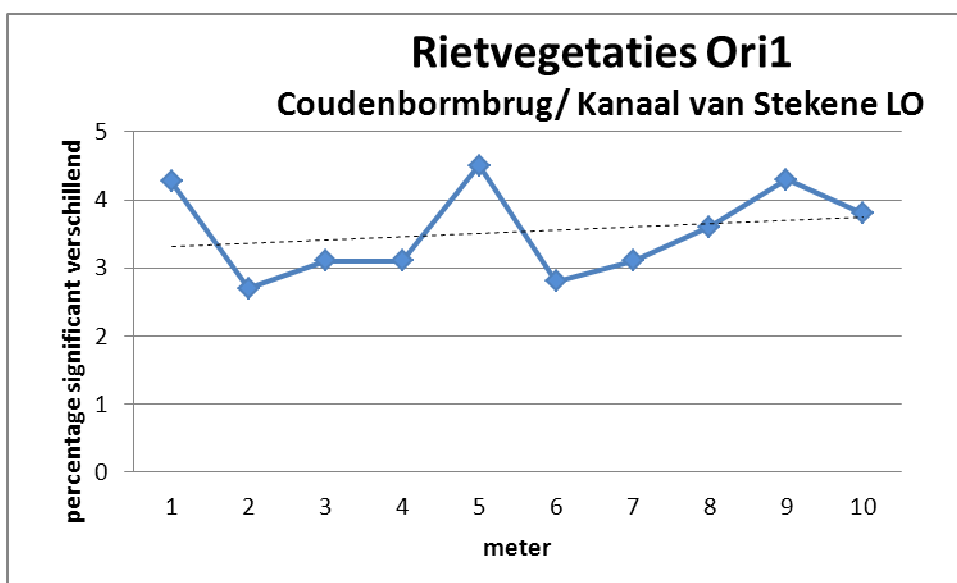
De beginpercentages van significant verschillende lijntransecten variëren tussen de 3 opnames, gaande van 8,08% (Kn1) tot 21,21% (Rn3) en 29,99% (Rn6). Bovendien kan men voor de drie trajecten de inventarisatieafstand verhogen tot 3m.

4.3.4 Rietvegetaties

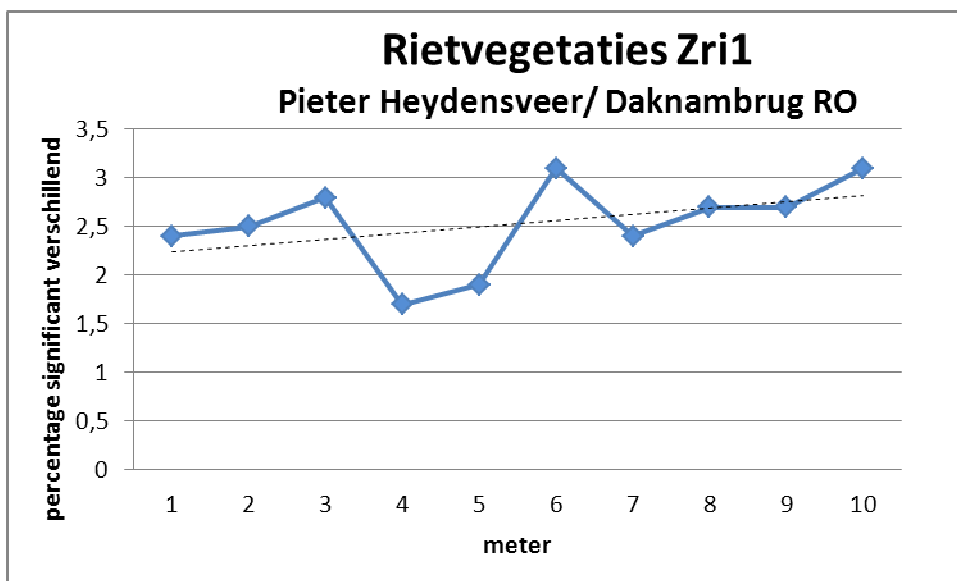
Kenmerkend voor de rietvegetaties langs de Moervaart is de grote homogeniteit aan soorten en de relatief kleine soortenrijkdom. Over lange afstanden treedt riet vrijwel als enige soort op. Sporadisch wordt dit patroon doorbroken door zones waar de densiteit aan riet kleiner is en de gelegenheid gegeven wordt aan andere moerassoorten om tot ontwikkeling te komen. De drie onderzochte trajecten (Fig. 11a, 11b, 11c) vertonen lage aandelen van significant verschillende transecten (tussen 2,4 en 4,27%). Deze waarden lopen amper op wanneer de transecten om de 10m geïnventariseerd worden. De significant verschillende transecten voor de verschillende trajecten hebben waarden die variëren tussen 3,1 en 3,8%. Hieruit kan men concluderen dat voor rietvegetaties de transecten om de 10 m kunnen geïnventariseerd worden. Deze afstand dient echter gereduceerd te worden wanneer blijkt dat er binnen dat interval de homogene vegetatie onderbroken wordt door een mozaïek met een grotere soortendiversiteit.



Figuur 11a. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Rri1 (rietvegetaties)



Figuur 11b. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Ori1 (rietvegetaties)



Figuur 11c. % van significant verschillende transecten op basis van Ellenbergfactoren voor vocht in functie van de onderlinge afstand langs het traject Zri1 (rietvegetaties)

5 Conclusie

Men kan uit de analyse vaststellen dat het percentage van verschillende lijntransecten in functie van de afstand verschilt tussen de onderzochte vegetatietypes, maar ook binnen eenzelfde vegetatietype bestaat er een verschil tussen de verschillende opnames. Veelal heeft dit te maken met de heterogeniteit die er binnen een verschillend vegetatietype heerst en de mozaïekpatronen die zich langs de oevers ontwikkeld hebben. Een ander belangrijke factor die de optimale afstand tussen de verschillende transecten bepaalt, is de mate van ontwikkeling van de oever. Recent aangelegde oevers hebben een groot aandeel van pioniersoorten en eenjarigen die ook een grote diversiteit met zich meebrengen, waardoor de inventarisatiegraad hoog blijft en de afstand tussen de transecten maximum een meter bedraagt.

Desondanks kan men toch komen tot een optimalisatie van de inventarisatiebehoeften aan de Moervaart per vegetatietype: voor de onderzochte grazige vegetatietypes mag de inventarisatieafstand niet meer dan 1m bedragen. Bij moerasvegetaties daarentegen zou in toekomstige inventarisaties een afstand van 2m gehanteerd mogen worden zonder het risico op significant infoverlies. Bij nitrofiële zomen bedraagt de minimale inventarisatieafstand tussen de transecten 3m en bij rietvegetaties kan een afstand van 10m gehanteerd worden. Deze variatie is vermoedelijk te wijten aan de verschillen in heterogeniteit van de onderzochte vegetatietypes: grazige vegetaties zijn hier minder homogeen dan moerasvegetaties m.a.w. ze zijn soortenrijker en bestrijken een grotere abiotische gradiënt (vochtige/ droge graslanden). Bovendien moet rekening gehouden worden met de ontwikkelingsfase van de NTMB-oevers. Zolang geen relatieve stabiliteit van de vegetatie aanwezig is en het aandeel van kolonistoren of ingezaaide grassen groot is, dient een intensief inventarisatiepatroon gevolgd te worden. Bovendien wanneer visueel een verandering in vegetatietype waar te nemen is, zal de inventarisatie geïntensifieerd moeten worden.

Met deze studie geven we de aanzet om de idee van een algemene inventarisatieprocedure te verwerpen, en te ijveren voor een vegetatietype-afhankelijke inventarisatiemethode langsheen de Moervaart. In de toekomst kan deze analyse uitgevoerd worden met een grotere set van opnames waarbij ook andere vegetatietypes zoals ruigte- en rietvegetaties in rekening worden gebracht, om zo tot een erkend vegetatietype-afhankelijk inventarisatieproces voor de oevers van de Moervaart te komen. Aangezien de vegetatietypen langs de verschillende kleine bevaarbare waterlopen dezelfde kenmerken en soortensamenstelling bezitten, is het aangewezen om deze studie uit te breiden naar verschillende waterlopen en op niveau van verschillende waterlopen een vergelijkende analyse uit te voeren.

Referenties

- Arévalo, J.R., Delgado, J.D., Otto, R., Naranjo, A., Salas, M. & Fernández-Palacios, J.M. 2005. Distribution of alien vs. native plants species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7(3):185-202.
- Booth, D.T., Cox, S.E., Meikle, T.W. & Fitzgerald, C. 2006. The accuracy of ground-cover measurements. *Rangeland Ecol. Manage.* 59 : 179-188.
- Brady, W.W., Mitchell, J.E., Bonham, C.D. & Cook, J.W. 1995. Assessing the power of the point-line transect to monitor changes in plant basal cover. *J. Range Manage.* 48 : 187-190.
- Dupré, C. & Diekmann, R. 1998. Prediction of occurrence of vascular plants in deciduous forests of South Sweden by means of Ellenberg indicator values. *J. Veg. Sci.* 1: 139-150.
- Dupré, C., Wessberg, C. & Diekmann, M. 2002. Species richness in deciduous forests: Effects of species pools and environmental variables. *J. Veg. Sci.* 13: 505-516.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulsen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.
- Fay, M.P. & Proschan, M.A. 2010. Wilcoxon-Mann-Whitney or t-test? On assumptions for hypothesis tests and multiple interpretations of decision rules. *Statistics Surveys* 4:1-39
- Fewster, R.M., Laake, J.L. & Buckland, S.T. 2005. Line transect sampling in small and large regions. *Biometrics* 61(3) :856-859.
- Gillison, A.N. 1985. The use of gradient directed transects or gradsects in natural resource surveys. *Journal of Environmental Management*. 20: 103-127.
- Herrick, J.E., Van Zee, J.W., Havstad, K.M., Burkett, L.M. & Whitford, W.G. 2005. Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems. Tucson, University of Arizona Press.
- Herrick, J.E., Schuman, G.E. & Rango, A. 2005. Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14: 161-171.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended Correspondence Analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42:47-58.
- Hill, M.O. & Carey, P.D. 1997. Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *J. Veg. Sci.* 8: 579-586.
- Hoshino, A., Yoshihara, Y., Sasaki, T., Okayasu, T., Jamsran, U., Okuro, T. & Takeuchi, K. 2009. Comparison of vegetation changes along grazing gradients with different numbers of livestock. *Journal of Arid Environments* 73(6/7): 687-690.
- Jerling, L. 1983. Composition and viability of the seed bank along a successional gradient on a Baltic sea shore meadow. *Holarctic Ecology* 6:150-156.
- Kaiser, L. 1983. Unbiased estimation in line-intercept sampling. *Biometrics*. 39(4) :965-976.
- Karim, M.N. & Mallik, A.U. 2008. Roadside revegetation by native plants: I. Roadside microhabitats, floristic zonation and species traits. *Ecological Engineering* 32(3):222-237

- Keddy, P.A. 1984. Quantifying a within lake gradient of wave energy in Gillfillan Lake, Nova Scotia. *Canadian Journal of Botany* 62:301-309.
- Lambinon, J., De Langhe, J.E., Delvosalle, L. & Duvigneaud, J. 1988. Flora van België, het groothertogdom Luxemburg, noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden, Nationale Plantentuin van België, 2^e druk.
- Larsen, R.J. & Marx, M.L. 1981. An introduction to mathematical statistics and its application. Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs, N.J.
- Long, J.W., Tecle, A. & Burnette, B.M. 2003. Marsh development at restoration sites on the White Mountain Apache Reservation, Arizona. *Journal of American Water Resources Association* 39(6):1345-1359.
- Lopez, G.B., Cloern, J.E., Schraga, T.S., Little, A.J., Lucas, L.V., Thompson, J.K. & Burau, J.R. 2006. Ecological values of shallow-water habitats: Implications for the restoration of disturbed ecosystems. *Ecosystems* 9: 422-440.
- Lörentzen, S., Roscher, C., Schumacher, J., Schulze, E.D. & Schmid, B. 2008. Species richness and identity affect the use of aboveground space in experimental grasslands. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10(2): 73-87.
- Magnusson, B., Magnusson, S.H. & Fridriksson, S. 2009. Developments in plant colonization and succession on Surtsey during 1999-2008. *Surtsey Research* 12: 57-76.
- Muscha, J.M. & Hild, 2006. Biological soil crusts in grazed and ungrazed Wyoming sagebrush steppe. *Journal of Arid Environments* 67(2):195-207.6
- Peet, R.K. & Christensen, N.L. 1988. Changes in species diversity during secondary forest succession on the North Carolina piedmont. In: During, H.J., Werger, M.J.A. & Williams, J.H. (eds.). *Diversity and pattern in plant communities*, pp. 233-245. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Reed, R.A., Peet, R.K., Palmer, M.W. & White, P.S. 1993. Scale dependence of vegetation-environment correlations: a case study of a North Carolina piedmont woodland. *J. Veg. Sci.* 4: 329-340.
- Steinhardt, T. 2009. Comparison of recent vegetation and diaspore banks along abiotic gradients in brackish coastal lagoons. *Aquatic Botany* 91(1):20-26.
- ter Braak, C.J.F. & Barendregt, L.G. 1986. Weighted averaging of species indicator values: its efficiency in environmental calibration. *Mathematical Biosciences* 78: 57-72.
- Van Katwijk M.M. & Ter Braak C.J.F. 2003. Handleiding voor het gebruik van multivariate analysetechnieken in de ecologie. *Ecoscience, Universiteit Nijmegen (Versie 1.0)*
- Vermeersch, S. & Decler, K. 2007. Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeververdedigingstechnieken langs de Moervaart – 1^e tussentijds verslag, INBO.IR.2007.17
- Vermeersch, S. & Decler, K. 2009. Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeververdedigingstechnieken langs de Moervaart – ontwerprapport, INBO.IR.2009.9
- Vermeersch, S. 2012. Toekomstgerichte opvolging van de verschillende natuurvriendelijke oeververdedigingstechnieken langs de Moervaart – Ontwerprapport, INBO.IR.2012.28.

- Wamelink, G.W.W., Dobben, H.F., Van, Wegman, R.M.A. & Frissel, J.Y. 2006. Voorzichtigheid geboden bij het gebruik van Ellenbergs indicatorwaarden. *Stratiotes* 32: 21-30.
- Weaver, J.E. & Clements, F.E. 1929. *Plant Ecology*. New York: Mc Graw-Hill.
- Weeda, E.J., Westra, R. & Westra C. 1987. *Nederlandse oecologische flora: wilde planten en hun relaties 1-5*, Amsterdam.