



inbo



Instituut voor
Natuur- en Bosonderzoek

Evaluatie bermbeheerplan van de gekanaliseerde Leie

Maud Raman & Andy Van Kerckvoorde

Auteurs:

Maud Raman & Andy Van Kerckvoorde
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:

maud.raman@inbo.be

Wijze van citeren:

Raman M., Van Kerckvoorde A.(2014). Evaluatie bermbeheerplan van de gekanaliseerde Leie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2014 (INBO.R.2014.1546683). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2014/3241/069

INBO.R.2014.1546683

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Jurgen Tack

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Detail van fluitekruid - Maud Raman

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Waterwegen en zeekanaal NV



Waterwegen en Zeekanaal NV
weg van water

Evaluatie bermbeheerplan van de gekanaliseerde Leie

Maud Raman en Andy Van Kerckvoorde

INBO.R.2014.1546683

Dankwoord/Voorwoord

Deze studie werd uitgevoerd in opdracht van en in samenwerking met Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z)– Afdeling Bovenschelde.

Een speciaal dankwoord gaat uit naar Luc De Geest van het Instituut van Natuur- en Bosonderzoek (Brussel) die gedurende drie jaar alle metingen voor dit project verzorgde in goede, maar ook moeilijkere omstandigheden. Ook Mathieu Pieters wordt bedankt voor de verschillende metingen langs de Leie.

Samenvatting

Dit voortgangsrapport geeft weer in welke mate glanshavergrasland (habitatype 6510, subtype *Arrhenaterion*) ecologisch goed ontwikkeld is op de Leiebermen bij de huidige beheervormen 1x en 2x maaïen. Deze beheervormen werden in 2004 gekoppeld aan zones met een ecologische betere (1x maaïen) en mindere (2x maaïen) kwaliteit. Om de vegetatie kwantitatief te kunnen opvolgen werden 120 pq's ad random uitgezet, verspreid over de 2 beheervormen.

Uit de vegetatieanalyses blijkt dat opnames met 1 maaibeurt niet significant verschillen van opnames met 2 maaibeurt. Dit werd aangetoond met behulp van een afstandsmaat tot ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland en soortenaantal als responsvariabelen. De opnames zijn nog vrij ver verwijderd van een ecologisch goed ontwikkeld *Arrhenaterion*, te wijten aan een hoge bedekking storingsindicatoren en een lage bedekking van typische soorten.

De weinige typische soorten, vooral knoopkruid en wilde peen, van het *Arrhenaterion* kwamen voornamelijk voor in de opnames die 1x werden gemaaid.

Enkel beschaduwing blijkt een significant effect te hebben op de soortenrijkdom. De breedte van de berm en het maairegime (rekening houdend met de verschillende uitgangssituatie) blijken geen significante verklarende variabelen te zijn. De nutriëntenstatus van de bodem is vermoedelijk een sterkere verklarende variabele. Zo kan het grote aandeel van verstoringsindicatoren een gevolg zijn van de bemesting die tot in 1995 werd uitgevoerd. Metingen van de bodemkwaliteit kunnen hier extra informatie verschaffen.

Er wordt geadviseerd om het standaard maairegime uitgevoerd met een klepelmaaier met opzuigcombinatie aan te houden.

Inhoud

1	Inleiding.....	6
1.1	Aanleiding	6
1.2	Doelstellingen	6
2	Materiaal en methode.....	7
2.1	Studieobject: bermen van de gekanaliseerde Leie.....	7
2.2	Glanshavergrasland.....	9
2.3	Onderzoeksopzet.....	10
2.4	Gegevensverwerking	12
2.4.1	Euclidische afstandsmaat.....	13
2.4.2	Verwantschapsscore	14
2.4.3	Dataverkenning.....	15
2.4.4	Analyses	15
3	Resultaten	18
3.1	Soortenrijkdom.....	18
3.2	Afstand tot soortenrijke glanshavergraslanden	24
3.3	Aanwezigheid van typische soorten.....	32
3.3.1	Aanwezigheid typische soorten?	32
4	Discussie	38
4.1	Ecologisch belang van bermen	38
4.1.1	Algemeen ecologisch belang	38
4.1.2	Ecologisch belang als halfnatuurlijke grasland en specifiek als glanshavergrasland.....	39
4.2	Ecologische kwaliteit van glanshavergrasland langs de Leiebermen ...	40
4.3	Ecologische kwaliteit van glanshavergrasland langs de Leiebermen volgens enkele verklarende variabelen	41
4.3.1	1x of 2x maaien per jaar	41
4.3.2	Beschaduwning	41
4.4	Ecologisch beheer voor het behoud en de ontwikkeling van glanshavergrasland	42
4.4.1	Herstel	42
4.4.2	Bermbesluit	42
4.4.3	Ecologisch maaibeheer	42

5	Conclusie	46
5.1	Aanbevelingen voor het beleid en verder onderzoek	46
5.1.1	Voorstel voor wijzigingen van het beheer	46
5.1.2	Afstemming met Rivierherstel Leie	46
	Kaartenbijlage	48
	Bijlage 1: Ecologisch streefbeeld voor de bermen van de gekanaliseerde Leie.....	49
	Bijlage 2: Beoordelingstabel voor de instandhouding van het habitattype 6510, subtype matig droog-vochtig type (<i>Arrhenaterion</i>)	52
	Bijlage 3: Dataverkenning databestand	53
	Bijlage 4: Details modelresultaten	59
	Referenties	62

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

In 2005 heeft het INBO op vraag van Waterwegen en Zeekanaal NV (W&Z) een ontwerp bermbeheerplan voor de gekanaliseerde Leie voorgesteld. Dit bermbeheerplan moest beter aansluiten bij de bestaande vegetatieontwikkeling. W&Z vroeg dit bermbeheerplan te evalueren naar aanleiding van de opmaak van nieuwe bestekken.

1.2 Doelstellingen

In de eerste plaats wordt nagegaan in hoeverre de bermen langs de Leie met het huidige maaibeheer leiden naar soortenrijkere vegetaties. Door het verwijderen van het maaisel, worden daarin vastgelegde voedingsstoffen afgevoerd. Dit kan leiden tot een vershraling van de bodem en een reductie van de biomassa. Vegetaties worden gevarieerder met een toenemend aandeel van bloemplanten waardoor bermen attractiever worden voor de recreant langs deze recreatieve as. Het afvoeren van nutriënten via een maaibeheer vraagt echter tijd en geduld (100 - 600 jaar) (Lamers et al., 2005). Via dit onderzoek wordt nagegaan of in een tijdsspanne van twee jaar (in de periode 2010-2013) reeds een toename in soortenaantal kan worden vastgesteld.

Deze studie is voornamelijk gericht op open graslandvegetaties. In de gemaaide bermtrajecten heeft glanshavergrasland er in belangrijke mate een ecologische potentie. Dit kadert binnen het streefbeeld dat reeds eerder is opgesteld in een voorgaand advies (Raman 2009, zie ook bijlage 2). Er wordt nagegaan in hoeverre glanshavergrasland (habitatype 6510, subtype *Arrhenaterion*) ecologisch goed is ontwikkeld langs de Leiebermen, wat het aandeel is van typische soorten en in welke mate het huidige beheer (1x en 2x maaien per jaar) een effect heeft op de ecologische kwaliteit van glanshavergrasland.

2 Materiaal en methode

2.1 Studieobject: bermen van de gekanaliseerde Leie

(Verboven *et al.* 2008)

Het Leiekanaal doorkruist een hele variatie aan bodems; gaande van zware klei tot zandgrond. Men zou kunnen verwachten dat dit zich zou spiegelen in de lokale vegetatietypes in de bermen. De bermen langs de Leie bestaan echter uit sterk geroerde grond, zodat er geen éénduidig verband meer is met het oorspronkelijke bodemtype: meestal groeit hier een weinig specifiek ontwikkelde vegetatie van het glanshaververbond met soorten van verruigde ecotopen op lichtere gronden. Op de berm langs het jaagpad aan landzijde is plaatselijk wat meer variatie in de vegetatie te vinden; deze gronden werden dan ook minder vergraven.

In 2005 werd de wegbermvegetatie gekarteerd. De vegetaties werden ingedeeld in types volgens Zwaenepoel (1998). Het meest voorkomende type is het verruigde zevenblad-ridderzuringtype. Ook de andere types bevatten dikwijls de meer algemene soorten en zijn vaak verruigd (met plaatselijk vrij hoge percentages netels en distels). Vaak betreft het ook overgangsvormen tussen verschillende verwante vegetatietypes: zo is de grens tussen Klein streepzaad-duizendbladtype (meer verruigd type), kleine klaver-smalle weegbreetype en scherpe boterbloem-rode klavertype (schraller type) niet altijd goed te trekken.

De interessantste van deze drogere vegetatietypes komen voor op de dijkkruiden tussen Desselgem en Machelen, met op de linkeroever plaatselijk zeer bloemrijke vegetaties met knoopkruid, gele morgenster, veldlathyrus, sint-janskruid en gewone rolklaver, scherpe boterbloem en duizendblad. Enkel plaatselijk, waar geen grondbermen aanwezig zijn en de Leieloop slechts beperkt verlegd is weerspiegelt de vegetatie de onderliggende alluviale gronden. Dit is het geval ter hoogte van Desselgem-Kuurne meander (vooral rechteroever). De resultaten van de vegetatiekartering in 2005 worden weergegeven in tabel 1 en tabel 2. Hierin worden de verschillende aangetroffen types weergegeven samen met hun typische soorten voor de Leie en de lengte waarover de vegetatietypes voorkwamen. Ondertussen zijn een aantal veranderingen gesignaleerd. Zo is de vegetatie van het oeverzegge-watmunttype nagenoeg volledig verdwenen door infrastructuurwerken.

Olm, es, wilg en linde werden in rijen aangeplant. Waar de bermen zijn afgezet met een houten afrastering ter hoogte van de zwaar afgekalfde oevers, is er veel opslag van olm.

Op verschillende locaties wordt de berm gekoloniseerd door de exoot japanse duizendknoop.

Tabel 1: Verschillende vegetatietypes langs de Leiebermen, met hun specifieke soorten voor de Leie (gerangschikt volgens vochtbehoefte; bovenaan de meest vochtige types). Naar Zwaenepoel, (1998) (tussen haakjes wordt verwezen naar het type in het geraadpleegde werk). **Blauw:** ecologisch waardevolste types (Verboven et al. 2005).

Vegetatietype	Bodemtype	Typische soorten langs de Leie
Oeverzegge-Watermunttype (type 4)	Stikstofrijke natte zuurstofarme (klei)bodem	Oeverzegge, Valse voszegge, Watermunt, Heelblaadjes, Zilver schoon, Zeegroene rus
Harig wilgenroosje-Riettype (type 9)	Zeër stikstofrijke, vochtige tot natte bodem	Riet, Harig wilgenroosje, Haagwinde (1x Reuzenpaardenstaart)
Gevlekte rupsklaver-Klein hoefbladtype (type 20)	Matig stikstofrijk tot stikstofrijk, meer dan matig vochtig, vaak omgewerkte bodem met kalk	Gevlekte rupsklaver, Klein hoefblad, Bijvoet, Ringelwikke
Dolle Kervel-Ijle draviktype (type 7)	Zeër stikstofrijke matig tot vrij vochtige bodems, vaak zandgronden, vaak aangrenzend bos	Boerenwormkruid, Bijvoet, Gewone smeerwortel, Dag- en Avondkoekoeksbloem, Zevenblad, Grote brandnetel
Witte klaver-Engels raaigras (type 18)	Matig tot vrij stikstofrijke, matig vochtige kleibodems	Witte klaver, Peen, Engels raaigras, Rode klaver, Smalle weegbree
Zevenblad-Ridderzuringtype (type 6)	Zeër stikstofrijke matig tot goed vochtige bodems, degradatiestadium (ruderalisatie) van allerlei andere types	Gewone glanshaver, Gestreepte witbol, Gewone kropaar, Ridderzuring, Zevenblad, Grote brandnetel, Witte dovenetel, Fluitenkruid
Bleeksporig bosviooltje-Bosanemoontype (type 15)	Vrij stikstofrijke, vrij vochtige lemige zandbodems, vaak aangrenzend bos	Kruipend zenegroen, Boszegge, Klein hoefblad
Scherpe boterbloem-Rode klavertype (type 14)	Matig stikstofrijke, matig vochtige zandlemige bodems	Rode klaver, Gewone berenklauw, Scherpe boterbloem, Gewone paardenbloem, Margriet, Knoopkruid
Klein streepzaad-Duizendbladtype (type 23)	Meer dan matig stikstofrijke, matig vochtige bodem met tegelijk grove en fijne textuur	Duizendblad, (Klein) streepzaad, Ringelwikke, Smalle weegbree, Gewoon biggekruid, Vogelwikke, Margriet
Kleine klaver-Smalle weegbreetype (type 13)	Matig stikstofrijke, matig vochtige lichtere bodems (zand-zandleem)	Smalle weegbree, kleine klaver, Gewone hoornbloem, Witte klaver, Gewone rolklaver, Ringelwikke
Witte honingklaver-Hopklavertype (type 22)	Aangevoerd zand (duinzand of ander kalkrijk zand), vrij stikstofrijk	Witte honingklaver, Hopklaver, Voederwikke, Heermoes, Boerenwormkruid, Liggende klaver
Vlasbekje-Sint-Janskruidtype (type 25)	Matig stikstofrijke tot stikstofrijke overgangen tussen zand en leem, droge goed doorluchte gronden	Sint-Janskruid, Vlasbekje, Boerenwormkruid

Tabel 2: Lengte waarover de verschillende vegetatietypes voorkomen (**blauw:** ecologisch belangrijkste types, **vet:** voorkomen > 10%) (Verboven et al. 2005).

	Wegberm waterzijde (vaak dijkkruid) (km)	%	Talud landzijde (km)	%	Wegberm landzijde (km)	%
Oeverzegge-Watermunttype	2,80	4,2			1,54	2,5
Harig wilgenroosje-Riettype	0,78	1,2			0,19	0,3
Gevlekte rupsklaver-Klein hoefbladtype	0,42	0,6				
Dolle Kervel-Ijle draviktype	1,93	2,9			6,99	11,4
Witte klaver-Engels raaigras	3	4,5			3,65	6,0
Zevenblad-Ridderzuringtype	15,42	23,1	14,1	53,8	12,69	20,7
Bleeksporig bosviooltje-Bosanemoontype					0,08	0,1
Scherpe boterbloem-Rode klavertype	12,58	18,9	2,31	8,8	9	14,7
Klein streepzaad-Duizendbladtype	11,82	17,7	4,72	18,0	10,96	17,9
Kleine klaver-Smalle weegbreetype	10,47	15,7	2,68	10,2	6,49	10,6
Witte honingklaver-Hopklavertype	1,88	2,8	0,82	3,1	0,66	1,1
Vlasbekje-Sint-Janskruidtype	3,16	4,7	0,99	3,8	7,92	12,9
Reuzenpaardenstaart					0,08	0,1
Japanse duizendknoop	0,45	0,7				
gazon	1,53	2,3		0,0	0,92	1,5
Struweel	0,38	0,6	0,61	2,3	0,13	0,2

Tot 1995 werden de dijkkruiden door landbouwers bemest en gemaaid. Sindsdien is het bermbesluit van kracht. Gebruik van dierlijke mest en biociden is verboden. Er mag alleen gemaaid worden na 15 juni en 15 september. Tenzij anders voorgeschreven in een bermbeheerplan. De beheerwerken met betrekking tot de wegbermen langs het kanaal en jaagpad worden tegenwoordig door W&Z uitbesteed aan aannemers. De bermen worden één tot twee maal per jaar gemaaid met een klepelmaaier met opzuiginstallatie. Dit gebeurt volgens het bermbeheerplan dat van kracht is sinds 2006 naar aanleiding van het advies opgesteld door Verboven *et al.* (2005). In dit bermbeheerplan werden de dijkkruid en waterzijde van het jaagpad enerzijds en de landzijde van het jaagpad anderzijds langs de Leie tussen Deinze en Wervik (=gekanaliseerde Leie) ingedeeld in segmenten op basis van de vegetatie. Aan elk segment is een beheereenheid toegekend. Binnen zo'n eenheid is eenzelfde maaibeheer van toepassing met zelfde maaifrequentie en tijdstip. Deze eenheden zijn weergegeven op kaart 1a en 1b (zie kaartenbijlage). Voor meer informatie wordt verwezen naar Verboven *et al.* 2005.

De plaatsen die zijn afgezet omwille van instortingsgevaar ter hoogte van afgekalvde oevers worden niet meer beheerd. Rond de sluizen gebeurt gazonbeheer.

2.2 Glanshavergrasland

Glanshavergraslanden komen bij voorkeur voor op zandlemige, lemige of kleiige bodems en bij matig voedselrijke omstandigheden. De vegetatie van glanshavergraslanden is niet grondwaterafhankelijk. Het in stand houden van deze vegetaties gebeurt door een maaibeheer (Zwaenepoel *et al.*, 2002; T'Jollyn *et al.*, 2009). Kenmerkende soorten voor glanshavergrasland zijn glanshaver, groot streepzaad, margriet, knoepkruid, veldlathyrus, peen, glad walstro, gewone rolklaver, grote en kleine ratelaar, graslathyrus, grote bevernel, rapunzelklokje en goudhaver. Glanshavergrasland kent een Europese belang vermits de vegetatie valt onder het habitatype 'laaggelegen schraal hooiland' (code: 6510) welke is opgelijst in bijlage 1 van de habitatrichtlijn (Paelinckx *et al.*, 2009). De staat van instandhouding is zeer ongunstig omwille van de beperkte oppervlakte en de vaak slechte kwaliteit (Paelinckx *et al.*, 2009).



Foto 1: Glanshavergrasland te Lommel.

2.3 Onderzoekopzet

Volgende onderzoeksvragen werden behandeld:

Onderzoeksvragen

- Is er een toename van soortendiversiteit in de tijd? Wat is het effect van het maaibeheer op de soortendiversiteit?
- In welke mate zijn soortenrijke glanshavergraslanden aanwezig? Leidt het huidige maaibeheer tot glanshavergraslanden met een hogere kwaliteitsindex in een tijdsperiode van twee jaar?
- In welke mate komen typische soorten van ecologisch goed ontwikkelde glanshavergraslanden voor op de bermen langs de gekanaliseerde Leie? Wat is het effect van het maaibeheer op het voorkomen van deze typische soorten?

Met volgend steekproefkader:

Steekproef

- Doelpopulatie: bermvegetatie van de gekanaliseerde Leie
- Steekproefkader: bermen van de gekanaliseerde Leie
- Steekproeftrekking: selectie van eenzelfde aantal plots verspreid over twee beheerregimes:
 - 1 x maaien
 - 2 x maaien

De plots zijn per beheertype ad random verspreid. Aselect¹-waarden werden op kaart en vervolgens in het veld uitgezet.

- Variabelen:
 - beheer: eenmaal - tweemaal per jaar maaien met als belangrijke randopmerking dat het beheer 1x maaien initieel werd toegekend aan zones met een soortenrijkere vegetatie. Daar na het instellen van het bermbeheerplan geen opnamen werden gemaakt, kan deze uitgangssituatie niet verder gecontroleerd worden.
 - breedte berm
 - beschaduwing berm
 - fysische kwaliteit van de bodem
 - nutriënten in de bodem

Milieucondities werden in kader van dit project niet opgemeten.

¹ Via de ASELECT-functie in Excel werden 'ad random waarden' gegenereerd. Dit zijn gelijkmatig verdeelde willekeurige reële getallen, die groter zijn dan of gelijk zijn aan 0 en kleiner dan 1. Per beheertype werden deze aselectwaarden als afstanden op kaart uitgezet.

Dataverzameling

Vroegere vegetatiekarteringen

In 1994 werden de dijken van de Leie tussen Bavikhove en Deinze geïnventariseerd door Defoort (Defoort 1996).

Nadien, in 2005 werden de bermvegetaties gekarteerd volgens de methode van Zwaenepoel (1998). Op basis daarvan werd een voorstel voor bermbeheer uitgewerkt. Bij de inventarisatie werden geen opnames gemaakt, maar globaal bekeken welk vegetatietype er voorkomt (Verboven 2005). In de praktijk betreft het echter vaak overgangsvormen tussen verschillende verwante bermtypes. De grens is niet altijd goed te trekken, waardoor de interpretatie van het type kan verschillen volgens de waarnemer. Daarenboven hebben we geen kwantitatieve informatie waaruit we eenduidig kunnen afleiden of er al dan een positieve evolutie is naar soortenrijke glanshavergraslanden.

Permanente kwadraten (PQ's)

Om de vegetatie ook kwantitatief te kunnen opvolgen werd gebruik gemaakt van permanente kwadraten (pq's). Voor de verschillende beheermaatregelen worden telkens 120 pq's ad random uitgezet, verspreid over twee jaar.

De pq's worden in de kruidvegetatie objectief afgebakend door ze op een vaste afstand van de dijkweg uit te zetten. Deze afstand bedraagt ongeveer de helft van de berm.

Om de pq's makkelijk terug te vinden wordt de afstand van de rechteronderhoek van de PQ (staande met de rug naar de dijkweg) tot de dijkweg opgemeten en genoteerd. Ter hoogte van het punt wordt op de dijkweg een merkteken aangebracht. Dit hoekpunt wordt tevens ook ingemeten met de Trimble RTK GPS met -in ideale omstandigheden- een zeer grote precisie (fout < 5 cm).

Per proefvlak werden alle soorten gedetermineerd en werd voor elke verticale structuurlaag (boom-, struik-, kruid- en moslaag, geen onderscheid in meerdere boom- en/of struiklagen) de totale bedekking en de bedekking per soort geschat. Voor het schatten van de bedekking werd gebruik gemaakt van de schaal van Londo. Een voordeel van deze schaal is dat zij voor soorten met een lage bedekking ook rekening houdt met de abundantie van deze soorten. Zo worden soorten die veel voorkomen, maar weinig bedekken, niet onderschat.

Tabel 3: Londo-opnameschaal .

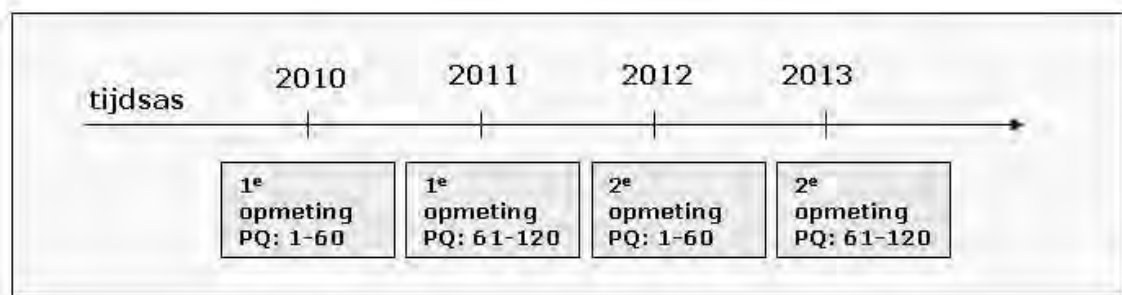
Lage bedekking		Hoge bedekking	
Code	Bedekking	Code	Bedekking
*1	<1%	1-	5-10%
*2	1-3%	1+	10-15%
*4	3-5%	2	15-25%
		3	25-35%
r*	Enkele exemplaren (1 of 2)	4	35-45%
p*	Weinig exemplaren (10-tal)	5	45-55%
a*	Veel exemplaren (100-tal)	6	55-65%
m*	Zeer veel exemplaren (1000-tal)	7	65-75%
		8	75-85%
		9	85-95%
		10	95-100%

Op die manier wordt getracht een zo objectief mogelijke steekproef te nemen van de bermvegetatie langs de gekanaliseerde Leie die vrij eenduidig kan worden opgevolgd door verschillende waarnemers in de toekomst.



Foto 2: Links: ligging van een proefvlak in de berm langs de gekanaliseerde Leie. Rechts: opmeten van de vegetatie.

De bermvegetatie werd als volgt opgevolgd:



Figuur 1: Ecologische opvolging van het effect van beheer op de bermvegetatie in de tijd.

2.4 Gegevensverwerking

De vegetatieopnames werden ingevoerd met behulp van Excel.

Grafische weergaven en achterliggende dataverwerking zijn uitgevoerd in het open-source statistisch pakket *R* 2.15.2 (R Core Team, 2012), mede gebruik makend van functies uit het pakket *ggplot2* 0.9.2.1 (Wickham, 2012).

Om een antwoord te kunnen bieden op de eerder beschreven onderzoeksvragen werden volgende variabelen opgevolgd:

Responsvariabelen

- aantal soorten.
- aantal typische soorten van het habitatype 6510 (*Arrhenaterion*) ('T Jollyn *et al.* 2009). Deze soorten worden weergegeven in bijlage 3.
- bedekking typische soorten van het habitatype 6510 (*Arrhenaterion*) ('T Jollyn *et al.* 2009). Deze soorten worden weergegeven in bijlage 3.
- bedekking verstoringsindicatoren van het habitatype 6510 (*Arrhenaterion*) ('T Jollyn *et al.* 2009). Deze soorten worden weergegeven in bijlage 3.
- bedekking grassen (*Poacea*).

Deze worden gecombineerd tot een afstandsmaat (zie verder).

- aantal typische soorten van het habitatype 6510 (*Arrhenaterion*) ('T Jollyn *et al.* 2009). Deze soorten worden weergegeven in bijlage 3.

Verklarende variabelen

- beheertype (1x of 2x maaien)
- beschaduwing (zon (Z) of halfschaduw (HS), dit is > 50% van de dag (tussen zonsopgang en zonsondergang) beschaduwing van het proefvlak door nabijgelegen bomen of struweel)
- breedte van de berm

2.4.1 Euclidische afstandsmaat

Om de afstand tot ecologisch goed ontwikkelde glanshavergraslanden te kunnen berekenen werd een afstandsmaat ontwikkeld op basis van de bedekking van typische soorten, de bedekking verstoringsindicatoren en de bedekking niet-grassen. De formule is als volgt:

$$X = \text{wortel} ((2/6.44*(x-x_0)^2) + (3.33/6.44*(y-y_0)^2) + (1.11/6.44*(z-z_0)^2))$$

- x: bedekking typische soorten van het (habitatype 6510, *Arrhenaterion*) ('T Jollyn *et al.* 2009). Zie bijlage 3.
- x_0 = 75 %: bedekking typische soorten voor een ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland (habitatype 6510, *Arrhenaterion*) ('T Jollyn *et al.* 2009)
- y: bedekking verstoringsindicatoren van het (habitatype 6510, *Arrhenaterion*) ('T Jollyn, 2009 627 /id}
- y_0 = 15%: bedekking verstoringsindicatoren voor een ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland van het (habitatype 6510, *Arrhenaterion*) ('T Jollyn *et al.* 2009)
- z: bedekking niet-grassen
- z_0 = 55%: bedekking niet-grassen voor een ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland (habitatype 6510, *Arrhenaterion*) (Heutz *et al.* 2005)

De streefwaarden x_0 , y_0 en z_0 werden bepaald door het midden te nemen van de range van de criteria 'voldoende' naar 'goed'. Voor de respectievelijke criteria van een glanshavergrasland in voldoende of goede staat van instandhouding verwijzen we naar (T Jollyn *et al.* 2009) of (Heutz *et al.* 2005) (zie ook bijlage 3). Deze criteria zijn opgesteld voor perceelopnames. Daar hier niet met absolute aantallen gewerkt wordt, maar met bedekkingen zijn deze criteria bruikbaar om relatieve afstanden tot een matig-goed ontwikkeld glanshavergrasland te bepalen.

Door het gewogen gemiddelde van de inverse breedte van de klasse te gebruiken, krijgen de kritische variabelen (weinig tolerantie, smalle breedte) meer gewicht dan de meer tolerante variabelen.

Per vegetatieopname werd de afstand tot een ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland (X) berekend. Hoe lager X, hoe beter een goed ontwikkeld glanshavergrasland wordt benaderd.

2.4.2 Verwantschapsscore

Bijkomend wordt nog een alternatieve afstandsmaat berekend. Op het INBO werd in kader van standplaatsonderzoek een referentiebestand afgebakend voor goed ontwikkelde glanshavergraslanden (*Arrhenaterion*) op basis van ordinaties, cluster- en indicatoranalyses. Daarnaast werd in kader van ditzelfde onderzoek een verwantschapsscore ontwikkeld die de afstand aangeeft van een opname tot dit referentiebestand. Voor meer gedetailleerde informatie wordt verwezen naar Raman *et al.* 2012.

De verwantschapsscore is gebaseerd op de presentie en trouw van soorten binnen dit referentiebestand ten opzichte van de totale set opnamen waarover INBO beschikte.

De indicatorwaarde wordt als volgt berekend:

$$IndVal_{ak} = T_{ak} * \frac{P_{ak}}{100} = \frac{P_{ak}^2}{P_k * 100}$$

P_{ak} = presentie van de soort k in het referentiebestand *Arrhenaterion*

P_k = algemene presentie van de soort k in de ganse dataset

T_{ak} = trouw van de soort k voor het *Arrhenaterion*

De verwantschapsscore is de som van alle genormeerde indicatorwaarden voor een opname.

$$S_{aj} = \sum_{k=1}^K v_{ak}$$

S_{aj} = verwantschapsscore van opname j voor het *Arrhenaterion*

v_{ak} = genormeerde indicatorwaarde voor soort k voor het *Arrhenaterion*

K = totaal aantal soorten

De verwantschapsscore geeft aan of een opname al dan niet verwant is met het *Arrhenaterion*. Hoe hoger de score, hoe groter de verwantschap met het *Arrhenaterion*.

2.4.3 Dataverkenning

In de dataverkenning worden volgende elementen nagegaan:

- Aanwezigheid van ontbrekende waarden?
- Verdeling van de responsvariabele. Is deze normaal verdeeld? Zijn er uitschieters?
- Testen van homogeniteit van de responsvariabelen?
- Verdeling van de verklarende variabelen?
- Verband tussen respons en verklarende variabelen?
- Zijn er collineaire variabelen?
- Zijn er interacties tussen verklarende variabelen?

Resultaten van de dataverkenning worden weergegeven in bijlage 3.

2.4.4 Analyses

2.4.4.1 Patronen onderzoeken in de dataset

Volgende patronen werden nagegaan in de data:

Verschil tussen de opnamen die 1x en 2x gemaaid worden

De respons kan een ander gemiddelde hebben voor de opnamen 1x en 2x maaien.

Tijdseffect

Dit is een globale lineaire wijziging over de jaren heen van de respons. Dit doet zich gelijktijdig en even sterk voor in de zones 1x en 2x maaien.

Effect proefvlak

Wanneer de proefvlakken meer dan eens gemeten zijn, kan het effect van het individuele proefvlak ingeschat worden door middel van een random effect. Herhaalde metingen van eenzelfde proefvlak zullen meer op elkaar gelijken dan metingen in een ander proefvlak gelegen in een ander deel van de Leieberg. De random effects in een mixed model karakteriseren de specifieke kenmerken van de proefvlakken. Hierdoor wordt op een natuurlijke manier correlatie ingebouwd tussen de waarnemingen van eenzelfde proefvlak wat beter overeenstemt met de werkelijkheid (Jansen I. & Quataert P., 2013). Door gebruik te maken van proefvlak als random effect kunnen de effecten van tijd en beheer nauwkeuriger ingeschat worden.

2.4.4.2 Analyses

Soortenrijkdom

Wat is de gemiddelde soortenrijkdom voor de Leiebergen?

- Weergave van extreme en gemiddelde waarden.

Is er een toename van de soortenrijkdom in een tijdsperiode van twee jaar?

- Visualiseren van de verdeling van het aantal soorten op tijdstip T0 en tijdstip T1 (2 jaar later) door middel van histogram.

Hebben de plots gelegen in de zone 1x maaien een groter aantal soorten dan de plots gelegen in de zone 2x maaien?

- Met behulp van een tweezijdige 2-sample t-test werd getest of het aantal soorten voor de plots die 1x/jaar gemaaid worden gelijk is aan het aantal soorten voor de plots die 2x/jaar gemaaid worden.

Welke verklarende variabelen beïnvloeden het soortenaantal?

- Er is een Poisson regressie uitgevoerd (generalised linear mixed model, family = Poisson) om na te gaan welke proportie van de variabiliteit in de responsvariabele "aantal soorten" verklaard wordt door de bemeaten verklarende variabelen. Een mixed effects regressiemodel (een "gemengd" model) bevat zowel onveranderlijke parameters die het vast effect van een verklarende variabele op de uitkomstvariabele modelleert (fixed effects) en stochastische parameters die toevallige variaties ten opzichte van het vaste effect modelleren (random effects). Onder fixed effects verstaan we de algemene patronen in de populatie, terwijl random effects de situatie van de meetobjecten (meetplaatsen) beschrijven, die we modelleren als toevalsvariabelen (Jansen I. & Quataert P., 2013). In het meest complexe model werden de fixed effects maaibeheer, beschaduwning, bermbreedte, tijd en alle interacties, alsook het random effect proefvlak gebracht. Via een achterwaartse selectiestrategie werd stapsgewijs steeds de variabele met de laagste F-waarde uit het model verwijderd. Op basis van het Akaike Information Criterion (AIC) werd het meest optimale regressie model geselecteerd. Het AIC maakt de afweging tussen de voorspellende kracht van een regressie model en het aantal parameters in dat model. Dit meest optimale model werd gevalideerd aan de hand van een plot met weergave van residuals vs fitted values.

Deze modelbouw neemt slechts enkele bemeaten verklarende variabelen in rekening. Doordat standplaatscondities, dispersie van soorten, interactie van soorten en mogelijk andere verklarende variabelen niet in deze modelbouw worden betrokken zal slechts een klein deel van de variabiliteit in de responsvariabele verklaard worden.

Afstand tot soortenrijke glanshavergraslanden

Wat is de afstand tot soortenrijke glanshavergraslanden? Hoe ver verwijderd zijn we van ons streefbeeld?

- Weergave van extreme en gemiddelde waarden door middel van summary statistics.
- Visualiseren van de verdeling van X door middel van histogram.

Verlaagt de afstandsmaat in een tijdspanne van twee jaar?

- Visualiseren van de verdeling van de afstandsmaat op tijdstip T0 en tijdstip T1 (2 jaar later) door middel van histogram.

Hebben de plots gelegen in de zone 1x maaien een lagere afstandsmaat X dan de plots gelegen in de zone 2x maaien?

- Met behulp van een tweezijdige 2-sample t-test werd getest of de afstandsmaat X voor de plots die 1x/jaar gemaaid worden gelijk is aan de afstandsmaat X voor de plots die 2x/jaar gemaaid worden.

Welke verklarende variabelen beïnvloeden X?

- Er is een lineaire regressie uitgevoerd (generalised linear mixed model) om na te gaan welke proportie van de variabiliteit in de responsvariabele "X" verklaard wordt door de verklarende variabelen. In het meest complexe model werden de fixed effects maaibeheer, beschaduwning, bermbreedte, tijd en alle interacties, alsook het random effect proefvlak gebracht. Via een achterwaartse selectiestrategie werd stapsgewijs steeds de variabele met de laagste F-waarde uit het model verwijderd. Op basis van het Akaike Information Criterion (AIC) werd het meest optimale regressie model geselecteerd. Het AIC maakt de afweging tussen de voorspellende kracht van een regressie model en het aantal parameters in dat model. Dit meest optimale model werd gevalideerd aan de hand van een aantal plots (residuals vs fitted values).

Deze modelbouw neemt slechts enkele bemeeten verklarende variabelen in rekening. Doordat standplaatscondities, dispersie van soorten, interactie van soorten en mogelijk andere verklarende variabelen niet in deze modelbouw worden betrokken zal slechts een klein deel van de variabiliteit in de responsvariabele verklaard worden.

Aanwezigheid van typische soorten

Zijn er veel typische soorten van het habitatype 6510 (Arrhenaterion) aanwezig op de bermen langs de Leie?

- Weergave van extreme en gemiddelde waarden door middel van summary statistics.
- Visualiseren van de verdeling van aantal soorten door middel van histogram.

Is er een toename van het aantal typische soorten in een tijdsperiode van twee jaar?

- Visualiseren van de verdeling van het aantal typische soorten op tijdstip T0 en tijdstip T1 (2 jaar later) door middel van histogram.

Hebben de plots gelegen in de zone 1x maaien een groter aantal typische soorten dan de plots gelegen in de zone 2x maaien?

- Met behulp van een tweezijdige 2-sample t-test werd getest of het aantal typische soorten voor de plots die 1x/jaar gemaaid worden gelijk is aan het aantal typische soorten voor de plots die 2x/jaar gemaaid worden.

Is er een toename van de abundantie van typische soorten in een tijdsperiode van twee jaar?

- Weergave van de gemiddelde bedekking van typische soorten op tijdstip T0 en T1 aan de hand van een lijngrafiek.

Is er een toename van de abundantie van verstoringsoorten in een tijdsperiode van twee jaar?

- Weergave van de gemiddelde bedekking van verstoringsoorten op tijdstip T0 en T1 aan de hand van een lijngrafiek.

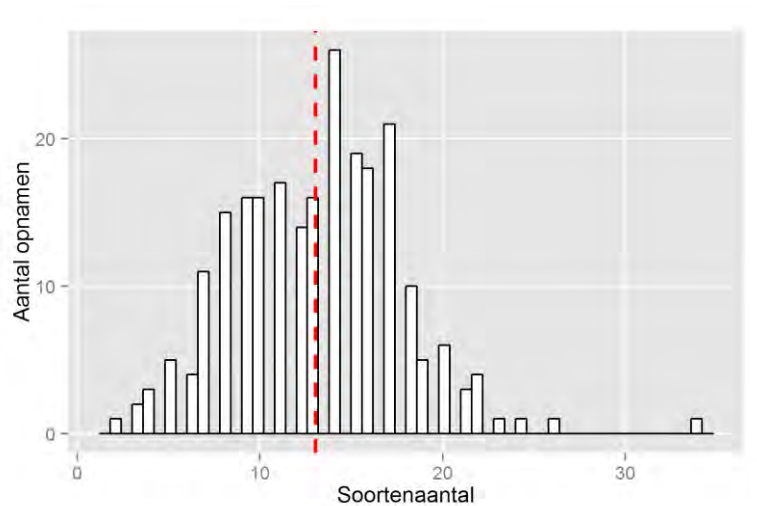
Welke verklarende variabelen beïnvloeden het aantal typische soorten?

- Verkenning door middel van designplot en interactieplot.
- Gezien het beperkt aantal observaties van typische soorten, wordt de kans op aanwezigheid van typische soorten aan de hand van een Poisson regressie niet verder geschat.

3 Resultaten

3.1 Soortenrijkdom

Wat is de gemiddelde soortenrijkdom voor de Leiebermen?



Figuur 2: Histogram: weergave van het aantal opnamen voor een gegeven soortenaantal. De rode stippellijn geeft het gemiddelde weer.

De soortenrijkdom is eerder laag. In één plot worden 34 soorten aangetroffen. Het gemiddelde ligt veel lager: 13 (zie ook tabel 1). In de proefvlakken met hogere soortenaantallen wordt over het algemeen een lagere abundantie aan storingsindicatoren aangetroffen met vaak ook een hoge bedekking van niet grassen. Opnamen met lage soortenaantallen betreffen veelal opnamen met dominantie van een gras als glanshaver of ijle dravik, ...

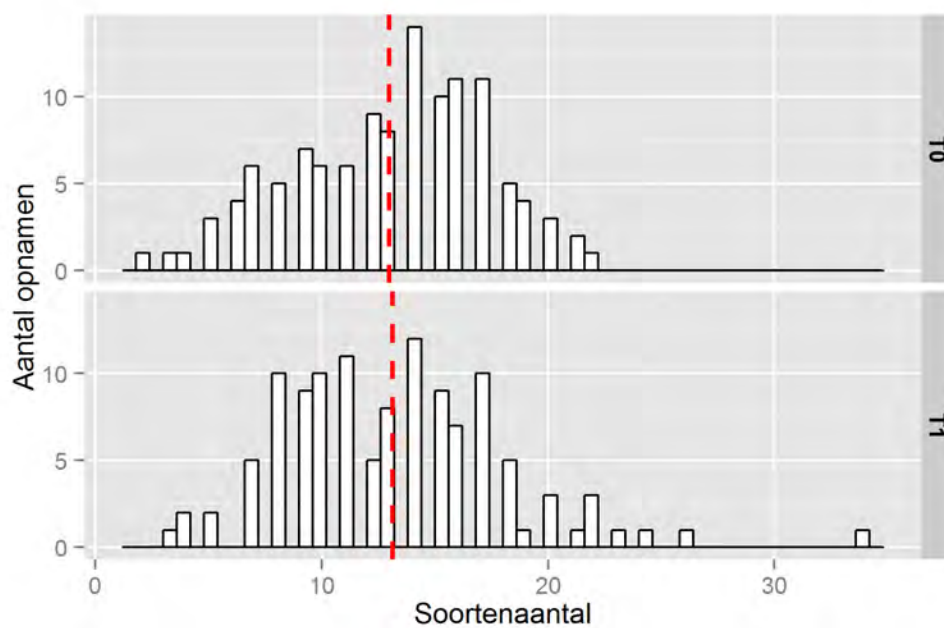


Foto 3: Links: bloemrijk proefvlak met hoger soortenaantal. Rechts verruigde berm met hoger aantal storingsindicatoren zoals akkerdistel en grote brandnetel en een lager soortenaantal.

Tabel 1: Samenvattende statistieken voor het aantal soorten over alle proefvlakken heen, en opgesplitst over de twee tijdstippen T0 en T1 (twee jaar later).

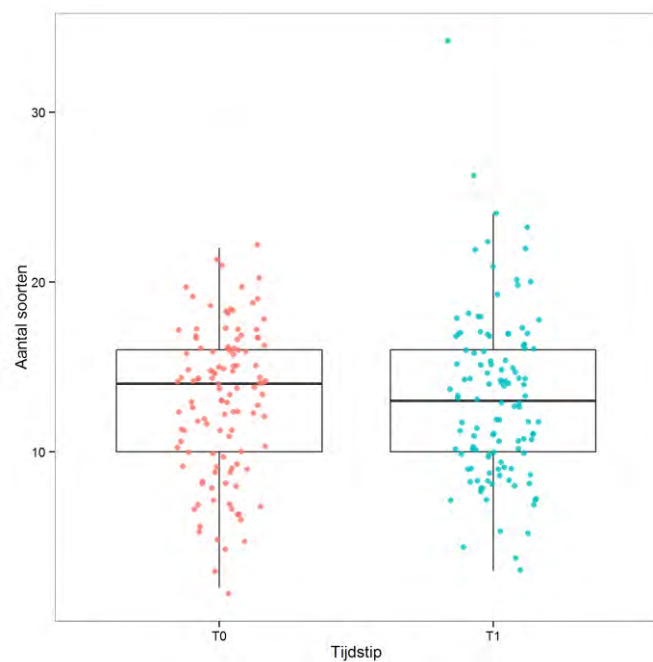
Soortenaantal			
	Totaal	T0	T1
Min.	2	2	3
1st Qu.	10	10	10
Median	13	14	13
Mean	13.05	12.97	13.14
3rd Qu.	16	16	16
Max.	34	22	34

Is er een toename van de soortenrijkdom in een tijdsperiode van twee jaar?



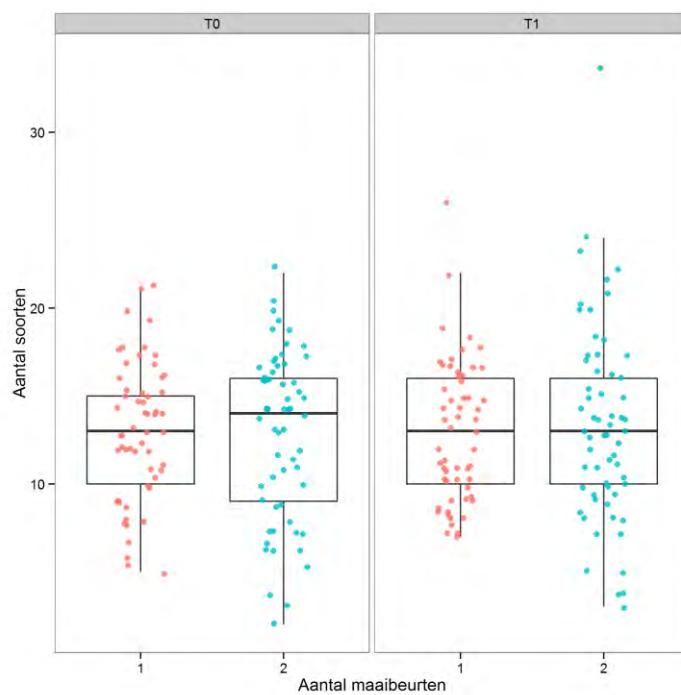
Figuur 3: Histogrammen mbt het soortenaantal voor tijdstip T0 en T1 (2 jaar later). De rode stippellijn geeft het gemiddelde weer.

Zowel tabel 1, figuur 3 als onderstaande figuur 4 geven weer dat het soortenaantal niet veel verschilt tussen de twee tijdstippen. Een iets grotere spreiding en hoger gemiddeld soortenaantal kan worden waargenomen voor T1. Slechts een beperkt aandeel opnamen heeft meer dan 20 soorten.



Figuur 4: Boxplots voor het aantal soorten op T0 en T1 (twee jaar later).

Hebben de plots gelegen in de zone 1x maaien een hoger soortenaantal dan de plots gelegen in de zone 2x maaien?



Figuur 5: Boxplots van soortenaantal opgesplitst volgens type maaibeheer voor elk tijdstip (T0 en T1: 2 jaar later)

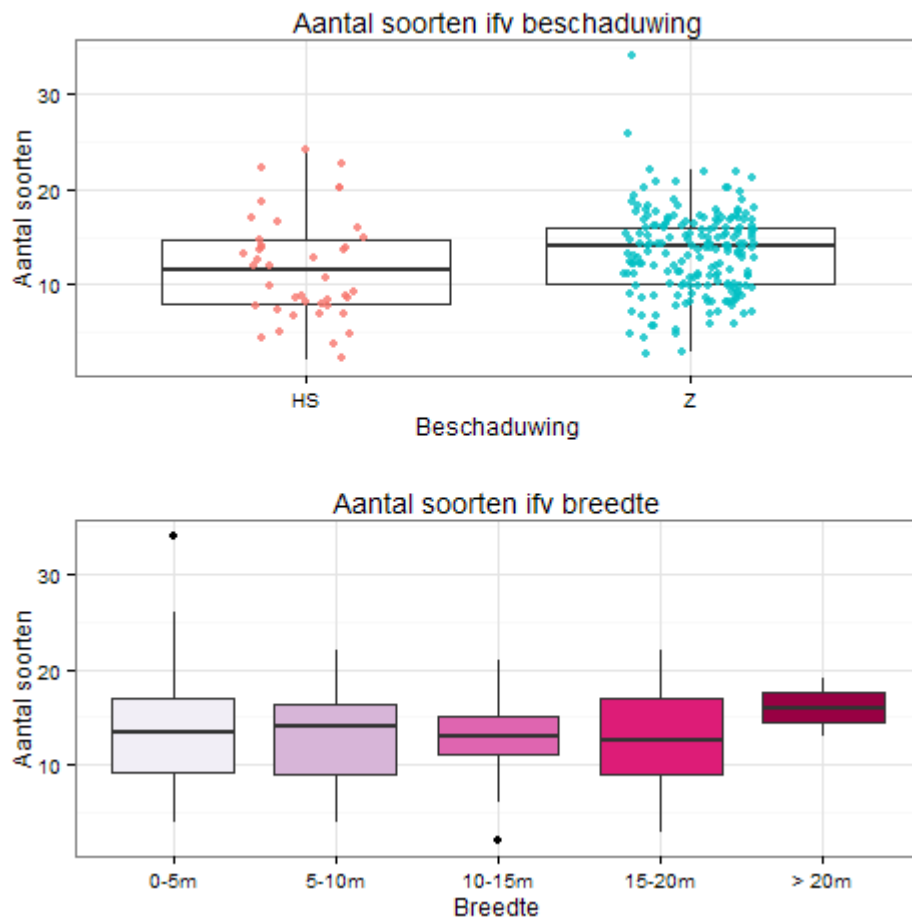
De variabiliteit is nagenoeg constant per type maaibeheer, alsook over een tijdsperiode van 2 jaar. Dit blijkt ook uit de tweezijdige t-test. Er werd geen significant verschil aangetroffen (p waarde >0,05) tussen het gemiddeld aantal soorten van proefvlakken die 1 of twee keer per jaar gemaaid worden.

Tabel 2: Gemiddeld aantal soorten van proefvlakken die 1 of twee keer per jaar gemaaid worden. Samenvatting van t-test (Welch two-Sample t-Test).

	1x maaien	2x maaien	t	df	p-waarde
Aantal soorten	12.98	13.11	-0.22	225.37	0.82

De normaliteit is nagegaan aan de hand van QQ-plots. Hiervoor wordt verwezen naar bijlage 1.

Welke verklarende variabelen beïnvloeden het soortenaantal?



Figuur 6: Boxplots van soortenaantal opgesplitst volgens lichtregime (boven). Boxplots van soortenaantal opgesplitst volgens bermbreedte (onder). HS= halfschaduw; Z= zon.

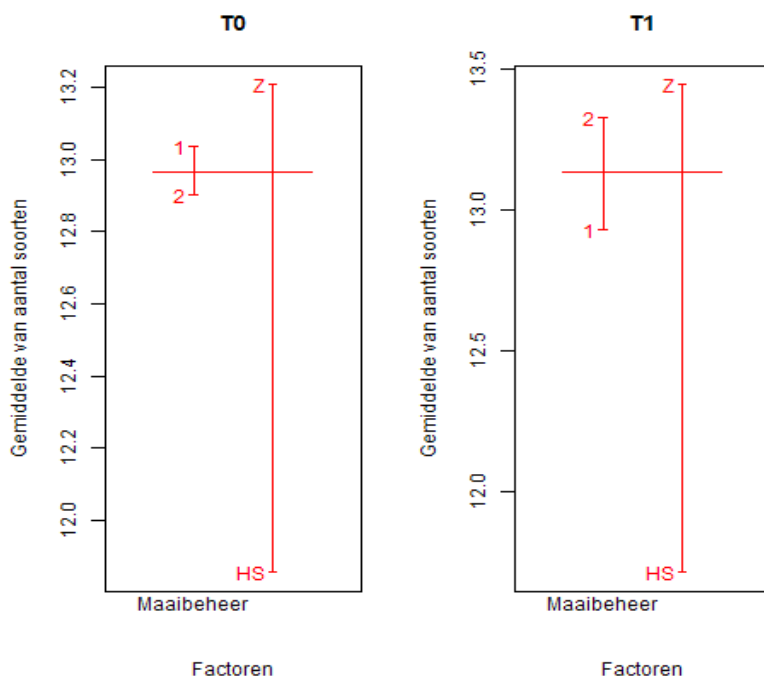
Er wordt een gering hoger aantal soorten waargenomen voor zonnige standplaatsen. Er waren in de steekproef wel meer plots met betere lichtcondities dan plots op schaduwrijkere standplaatsen. De variabiliteit per bermbreedte is nagenoeg constant. De bermen van meer dan 20 m breedte hebben eerder een hoger soortenaantal, met geringere spreiding van de waarden.



Foto 4: Brede berm langs de Leie.



Foto 5: Standplaats die gedurende een deel van de dag beschadwd is.



Figuur 7: Designplot van de respons soortenaantal ifv factorlevels voor tijdstip T0 en T1 (2 jaar later).

De gemiddelde respons in de designplot voor 1 en 2x maaien liggen dicht bij mekaar dan deze voor zon en halfschaduw, dit zowel voor tijdstip T0 als T1 (2 jaar later).

Poisson regressie

$$\text{Aantal.soorten } Y_{ij} = \alpha + \beta_1 \text{Maaibeheer}_{ij} + \beta_2 \text{Schaduw}_{2ij} + \beta_3 \text{Breedte}_{ij} + a_i$$

$$a_i \sim N(0, \sigma^2)$$

Tabel 3 geeft een overzicht van de modelresultaten. Hierin worden de parameterschattingen van de fixed effects weergegeven volgens het finale model voor soortenaantal. Voor meer details mbt modelselectie en modelresultaten en validatieplots wordt verwezen naar bijlage 4.

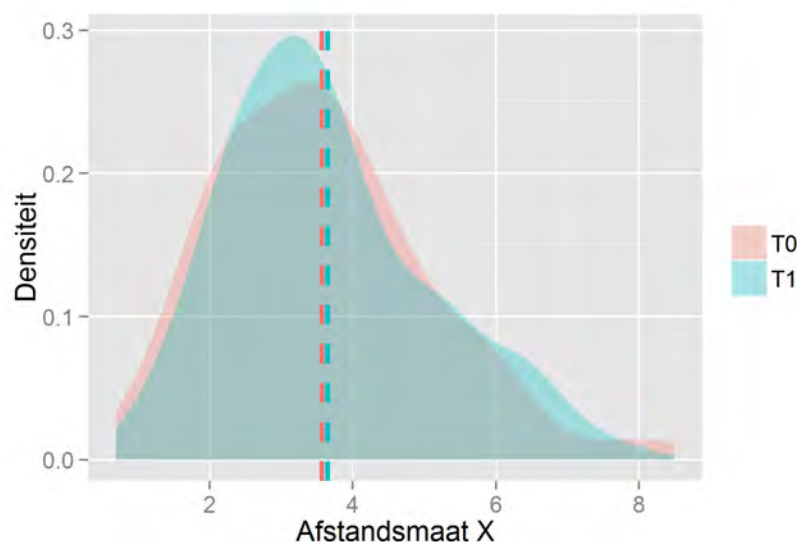
Tabel 3: Resultaten van stapsgewijze regressie. Coëfficiënten (standaardfout tussen haakjes). * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$

Respons	Intercept	Maaibeheer (1xmaaien=0 , 2xmaaien=1)	Schaduw (halfschaduw=0 , zon=1)	Breedte
Aantal soorten	2.44 (0.08) ***	0.01 (0.05)	0.14 (0.07) *	-0.001 (0.004)

Enkel het lichtregime draagt significant bij tot het model. Hoe zonniger de standplaats hoe hoger het soortenaantal. Ook hier merken we op dat het aantal locaties met beschaduw gering is.

3.2 Afstand tot soortenrijke glanshavergraslanden

Wat is de afstand tot soortenrijke glanshavergraslanden? Hoe ver verwijderd zijn we van ons streefbeeld?



Figuur 8: Densiteitplot van X voor de tijdstippen T0 en T1 (2 jaar later). De stippellijn geeft het gemiddelde weer (rood voor T0 en blauw voor T1).

Hoe lager X, hoe beter een goed ontwikkeld glanshavergrasland wordt benaderd. Het gemiddelde is echter vrij hoog: 3.61 (zie tabel 4), wat er op wijst dat de vegetatie van de bermen van de Leie voor één of verschillende criteria van de afstandsmaat vrij slecht scoort. Bij een verkenning van de dataset blijkt dat heel weinig typische soorten voorkomen en vrijwel alle storingsindicatoren aanwezig zijn.

Tabel 4: Samenvattende statistieken voor de afstandsmaat X over alle proefvlakken heen, en opgesplitst over de twee tijdstippen T0 en T1 (twee jaar later).

Afstandsmaat X			
	Totaal	T0	T1
Min.	0.69	0.69	1.00
1st Qu.	2.45	2.33	2.54
Median	3.44	3.40	3.48
Mean	3.61	3.57	3.65
3rd Qu.	4.48	4.40	4.52
Max.	8.50	8.50	7.77

Als we de samenvattende statistieken beschouwen voor de verschillende componenten van de afstandsmaat X over alle proefvlakken heen (tabel 5) blijkt de gemiddelde opname vooral slecht te scoren voor de bedekking van typische soorten en de bedekking van aanwezige storingsindicatoren. Voor het laatste criterium (bedekking niet grassen) lijken de opnames beter te scoren. Slechts in een beperkt aantal opnames hebben grassen een dominantie met 90% of meer.

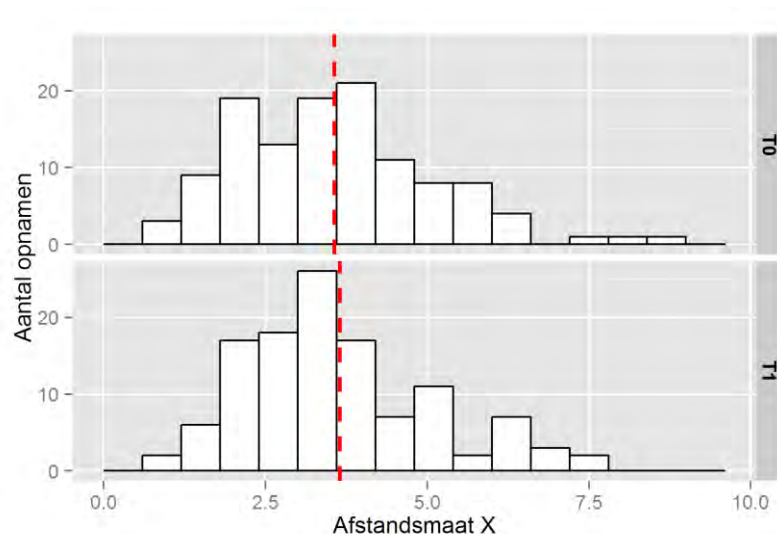


Foto 6: Links: opname met hoge abundantie aan grassen. Rechts: eerder verruigde berm met hoger aandeel aan storingsindicatoren.

Tabel 5: Samenvattende statistieken voor de verschillende componenten van de afstandsmaat X over alle proefvlakken heen (SS= sleutelindicatoren, SI= storingsindicatoren, NG=niet grassen, volgens 'T Jollyn *et al.* 2009).

X			
	BedekkingSS	BedekkingSI	BedekkingNG
Min.	0	0	1
1st Qu.	0	3.5	13
Median	0	8	26
Mean	1.235	17.62	32.89
3rd Qu.	0	25	45.62
Max.	62.5	88	153

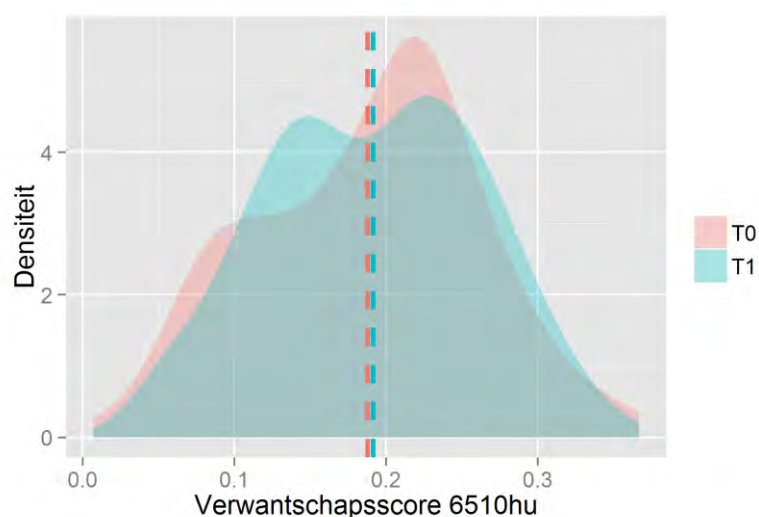
Een aantal opnamen met lage waarden voor X (zowel voor 2x maaien als 1x maaien), blijken een relatief hoge bedekking aan knooppkruid te hebben (65% in opname 12, 38% in opname 14), een zeer lage bedekking aan storingsindicatoren en een hoge bedekking aan niet grassen. Deze opnamen leunen dichterbij het beoogde streefbeeld.



Figuur 9: Histogrammen mbt de afstandsmaat X voor tijdstip T0 en T1 (2 jaar later). De rode stippellijn geeft het gemiddelde weer.

Slechts een beperkt aantal opnamen hebben een lage X. Dit zijn opnamen met een hoge bedekking aan typische soorten, een lage bedekking aan storingsindicatoren en een hoge bedekking van niet grassen. Er is nauwelijks een verschil tussen de waarden voor X op het tijdstip T0 en 2 jaar later (T1). De waarden zijn iets meer gespreid met een gering aantal hogere waarden voor het tijdstip T0.

Laten we de verwantschapsscore beschouwen, een andere afstandsmaat tot goed ontwikkelde glanshavergraslanden. Hier geldt: hoe hoger de afstandsmaat, hoe meer gelijkend de opnamen zijn aan goed ontwikkelde glanshavergraslanden. De gemiddelde waarde over alle opnamen heen is 0.19 (zie tabel 6) ten opzicht van een gemiddelde waarde van goed ontwikkelde glanshavergraslanden (referentiebestand INBO) van 0.331. De maximale waarde van 0.367 ligt dicht tegen de gemiddelde van een goed ontwikkeld glanshavergrasland.

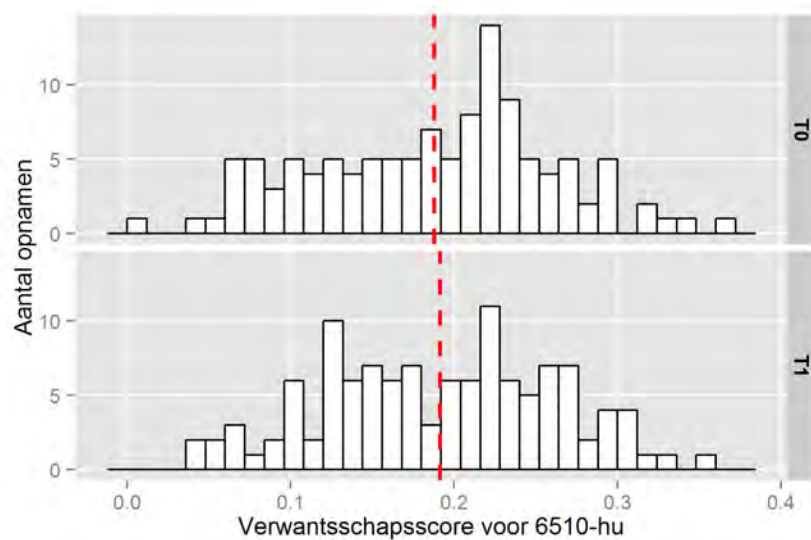


Figuur 10: Densiteitplot voor de verwantschapsscore voor glanshavergraslanden (habitatsubtype: 6510-hu) voor de tijdstippen T0 en T1 (2 jaar later).

Ook hier zien we weinig verschillen over een tijdsperiode van 2 jaar (zie figuur 10 en 11 en tabel 6).

Tabel 6: Samenvattende statistieken voor de afstandsmaat X over alle proefvlakken heen, en opgesplitst over de twee tijdstippen T0 en T1 (twee jaar later).

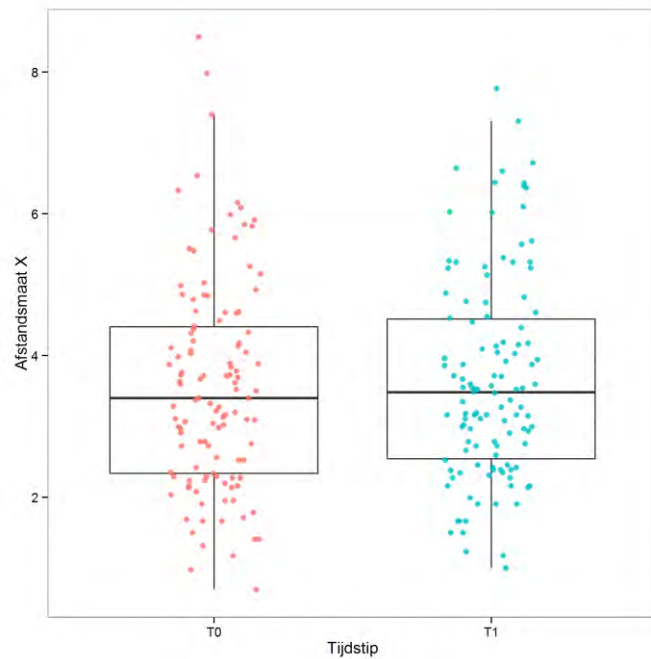
Verwantschapsscore			
	Totaal	T0	T1
Min.	0.007	0.007	0.048
1st Qu.	0.134	0.131	0.139
Median	0.197	0.197	0.196
Mean	0.190	0.188	0.191
3rd Qu.	0.238	0.234	0.245
Max.	0.367	0.367	0.352



Figuur 11: Histogrammen mbt de verwantschapsscore voor tijdstip T0 en T1 (2 jaar later). De rode stippellijn geeft het gemiddelde weer.

Een geringe stijging van opnamen met een hogere verwantschapsscore is waar te nemen.

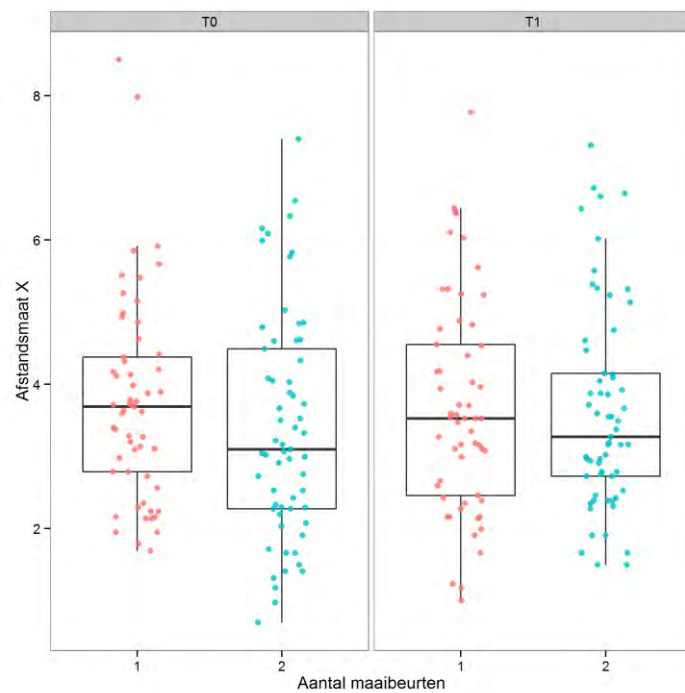
Verlaagt de afstandsmaat X in een tijdsperiode van twee jaar?



Figuur 12: Boxplots voor de afstandsmaat X opgesplitst voor tijdstip T0 en T1 (2 jaar later).

De variabiliteit is nagenoeg constant over een tijdsperiode van 2 jaar.

Hebben de plots gelegen in de zone 1x maaien een lagere afstandsmaat X dan de plots gelegen in de zone 2x maaien?



Figuur 13: Boxplots voor de afstandsmaat X opgesplitst volgens type maaibeheer.

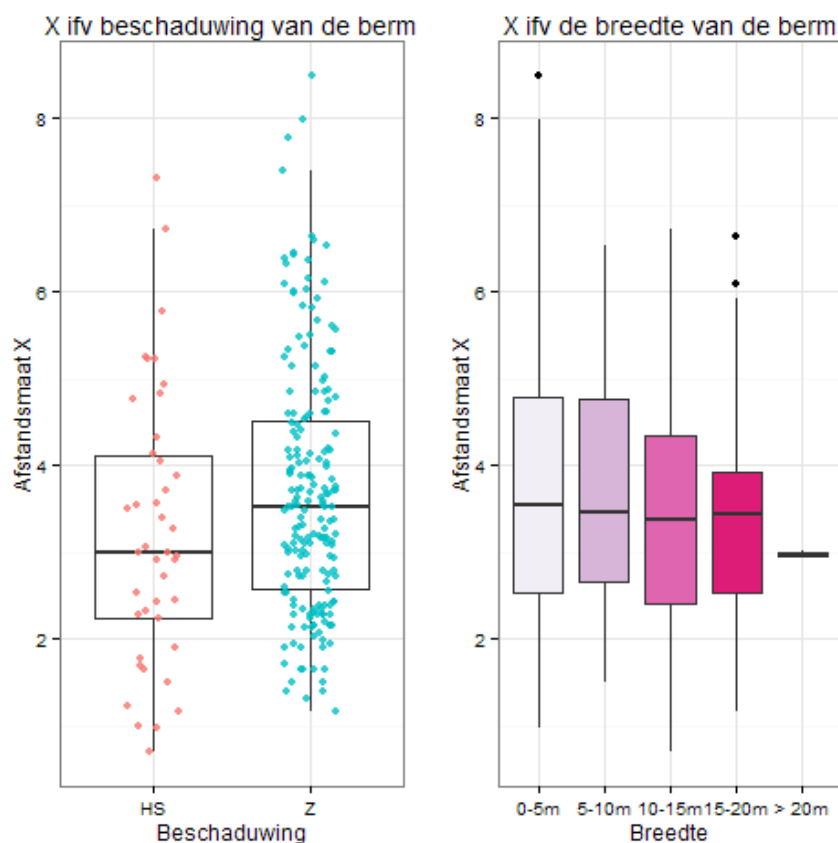
Er zijn een aantal uitschieters met hoge waarden voor X bij 1x maaien, $X=0,78$ en $X=0,70$. Dit is vooral te wijten aan dominantie van resp. zevenblad en heermoes, beide storingsindicatoren opgelijst volgens 'T Jollyn et al. (2009) (zie bijlage 3), naast de geringe aanwezigheid van typische soorten. Gezien de verruiging hier niet wordt veroorzaakt door een gras, scoort de opname voor het derde criterium, niet grassen wel goed. De vegetatie in deze pq staat veraf van het beoogde streefbeeld. Een uitschieter met hoge waarde voor X bij 2x maaien wordt veroorzaakt door dominantie van engels raaigras. Deze opname scoort slecht voor het criterium niet grassen.

Tabel 7: Gemiddelde van de afstandsmaat X voor proefvlakken die 1 of twee keer per jaar gemaaid worden. Samenvatting van t-test(Welch two-Sample t-Test)

	1x maaien	2x maaien	t	df	p-waarde
Afstandsmaat X	3.71	3.51	1.07	233.69	0.286

Er wordt geen significant verschil aangetroffen (p waarde $>0,05$) tussen de gemiddelde waarde voor de afstandsmaat X van proefvlakken die één of twee keer per jaar gemaaid worden.

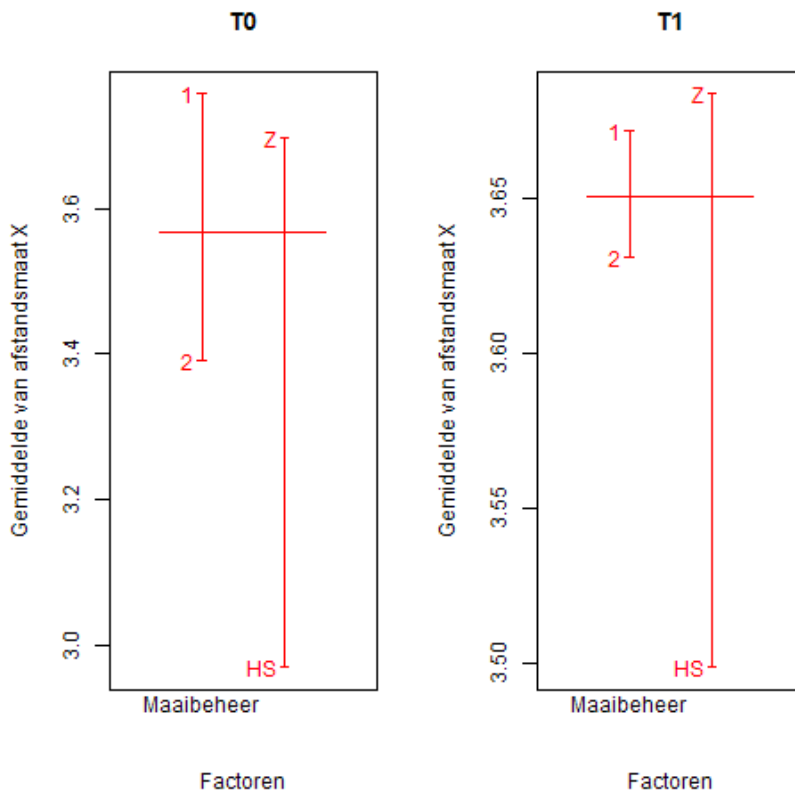
Welke verklarende variabelen beïnvloeden X?



Figuur 14: Resp. Boxplots van X opgesplitst volgens lichtregime. QQplot van X opgesplitst volgens lichtregime. Boxplots van X opgesplitst volgens bermbreedte. Designplot van de respons X ifv factorlevels.

Plots die meer beschaduwd worden, hebben vreemd genoeg een lagere gemiddelde X-waarde. Naast de geringe bemonstering van beschaduwde standplaatsen spelen wellicht toevalligheden mee. Sleutelsoorten die goed gedijen in halfschaduw en net daar voorkomen, een aantal locaties met voedselrijke omstandigheden op zonnige locaties, ...

De variabiliteit per bermbreedte is nagenoeg constant. Lage waarden voor X, worden aangetroffen op bredere bermen (> 20 m).



Figuur 15: : Designplot van de respons soortenaantal ifv factorlevels voor tijdstip T0 en T1 (2 jaar later).

De designplot geeft de gemiddelde respons weer in functie van de factorlevels. De gemiddelde respons voor 1 en 2x maaien liggen dicht bij elkaar dan deze voor zon en halfschaduw, dit zowel voor tijdstip T0 als T1.

Lineaire regressie

$$\text{Aantal.soorten } Y_{ij} = \alpha + \beta_1 \text{Maaibeheer}_{ij} + \beta_2 \text{Schaduw}_{ij} + \beta_3 \text{Breedte}_{ij} + a_i + \varepsilon_{ij}$$

$$a_i \sim N(0, \sigma^2); \varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$$

Tabel 8: Resultaten van stapsgewijze regressie. Coëfficiënten (standaardfout tussen haakjes). * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$

Respons	Intercept	Maaibeheer (1xmaaien=0 , 2xmaaien=1)	Schaduw (halfschaduw=0 , zon=1)	Breedte	σ^2
Afstandsmaat X	3.66 (0.34)	-0.23 (0.22)	0.48 (0.28)	-0.03 (0.02)	1.53

Slechts een klein deel van de totale variantie wordt door de verschillende termen (verklarende variabelen) verklaard. Geen enkele p-waarde is significant ($p < 0.05$). Van de hier weergegeven verklarende variabelen blijkt bermbreedte de belangrijkste verklarende variabele te zijn.

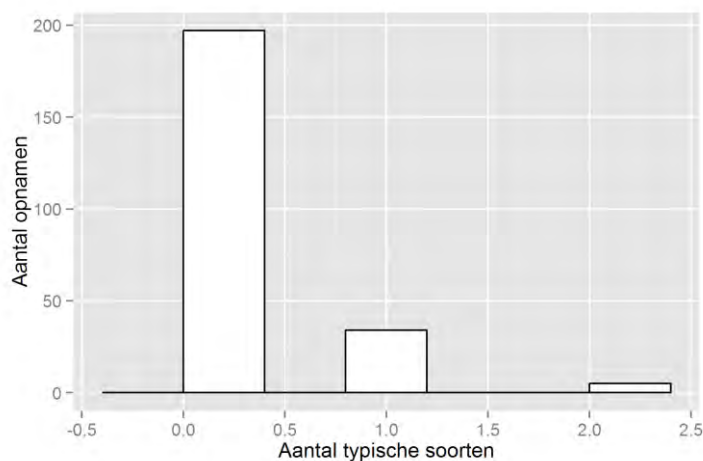
Voor meer details mbt modelselectie, modelresultaten en validatieplots wordt verwezen naar bijlage 4.

3.3 Aanwezigheid van typische soorten

3.3.1 Aanwezigheid typische soorten?

Zijn er veel typische soorten van het habitattype 6510 (Arrhenaterion) aanwezig op de bermen langs de Leie?

Neen. Enkel de soorten knoopkruid, wilde peen, graslathyrus, gewone rolklaver en groot streepzaad zijn aangetroffen.



Figuur 16: Histogram voor tijdstip.

Er wordt een scheve verdeling waargenomen (zie figuur 14). De waarden kunnen in 3 categorieën ingedeeld worden:

- afwezig
- 1 typische soort aanwezig
- 2 typische soorten aanwezig

Tabel 9: Samenvattende statistieken voor het aantal typische soorten over alle proefvlakken heen, en opgesplitst over de twee tijdstippen T0 en T1 (twee jaar later).

Aantal typische soorten			
	Totaal	T0	T1
Min.	0	0	0
1st Qu.	0	0	0
Median	0	0	0
Mean	0.186	0.178	0.195
3rd Qu.	0	0	0
Max.	2	2	2

Uit tabel 10 blijkt dat voor tijdstip T0 de meeste opnamen geen typische soorten bevatten (98%). Slechts 19% van de opnamen bevat 1 typische soort en 1 opname bevat er twee.

Tabel 10: Aangetroffen typische soorten voor T0 met het aantal keer dat ze werden aangetroffen en de gemiddelde bedekking.

Aantal typische soorten	Aantal opnamen voor T0 (N = 118)	Percentage
0	98	83.05
1	19	16.10
2	1	0.85

Als knoopkruid werd aangetroffen had deze soort al snel een grotere bedekking dan de overige typische soorten (zie ook tabel 11).

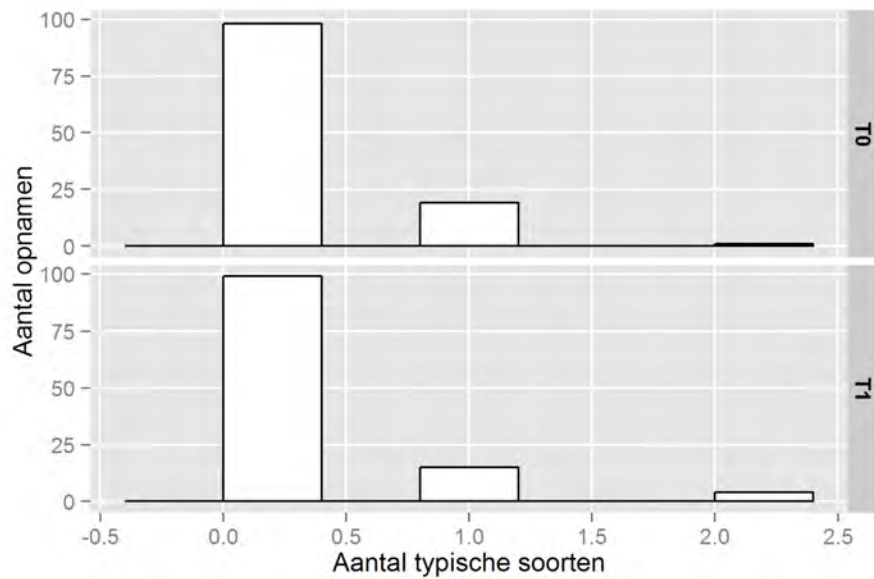
Tabel 11: Aantal en gemiddelde bedekking per typische soort.

Typische soort		Gemiddelde bedekking	Aantal
Cen jac	knoopkruid	32.5	4
Cre bie	groot streepzaad	0.5	1
Dau car	wilde peen	2.5	14
Lat nis	graslatyrus	5.5	2



Foto 7: Knoopkruid nog niet in bloei, aanwezig in bermvegetatie langs de Leie.

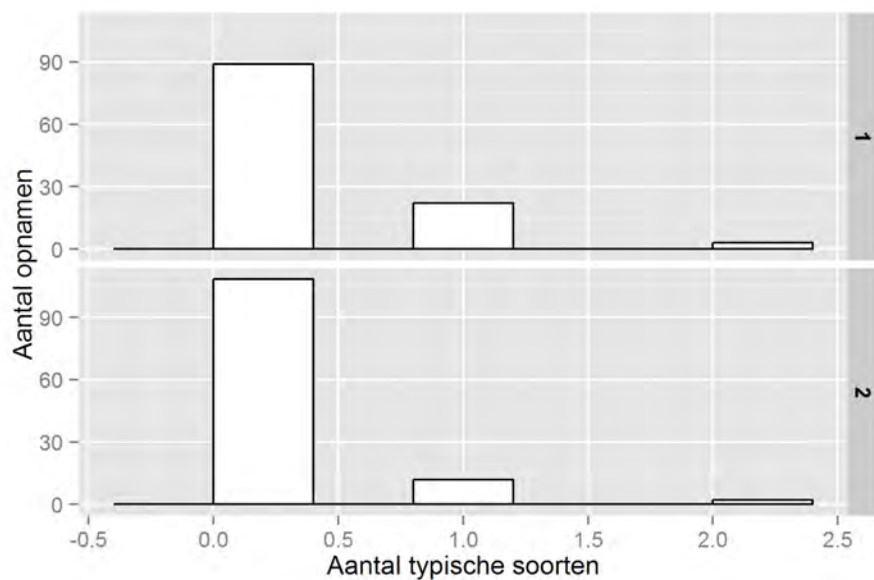
Is er een toename van het aantal typische soorten in een tijdsperiode van twee jaar?



Figuur 17: Histogrammen mbt het aantal typische soorten voor tijdstip T0 en T1 (2 jaar later).

Er is één extra opname met 2 typische soorten en een lichte afname van opnamen met 1 typische soort. We kunnen niet stellen dat we met deze beperkte cijfers een duidelijk afname of toename kunnen vaststellen in een tijdsperiode van 2 jaar.

Hebben de plots gelegen in de zone 1x maaien een groter aantal typische soorten dan de plots gelegen in de zone 2x maaien?



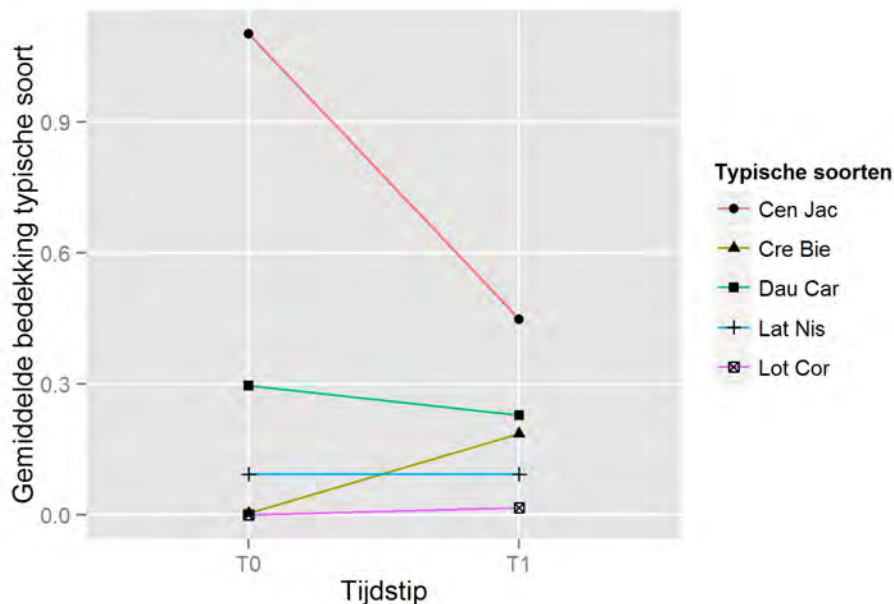
Figuur 18: Histogrammen mbt het aantal typische soorten opgesplitst volgens type maai-beheer (1x maaien, 2x maaien).

Tabel 12: Gemiddelde van het aantal typische soorten voor proefvlakken die 1 of twee keer per jaar gemaaid worden. Samenvatting van t-test (Welch two-Sample t-Test).

	1x maaien	2x maaien	t	df	p-waarde
Aantal typische soorten	0.25	0.13	1.99	214.27	0.048

De p waarde is significant ($<0,05$). De meeste typische soorten worden aangetroffen in de groep 1x maaien. Dit heeft vermoedelijk eerder te maken met een betere Ausgangssituatie, dan wel een gevolg van het maairegime. Daarenboven hebben we hier te maken met een geringe aanwezigheid van typische soorten op de bermen langs de Leie. Het aantal is zowel voor de proefvlakken die 1x als 2x gemaaid worden zeer laag.

Is er een toename van de abundantie van typische soorten in een tijdsperiode van twee jaar?

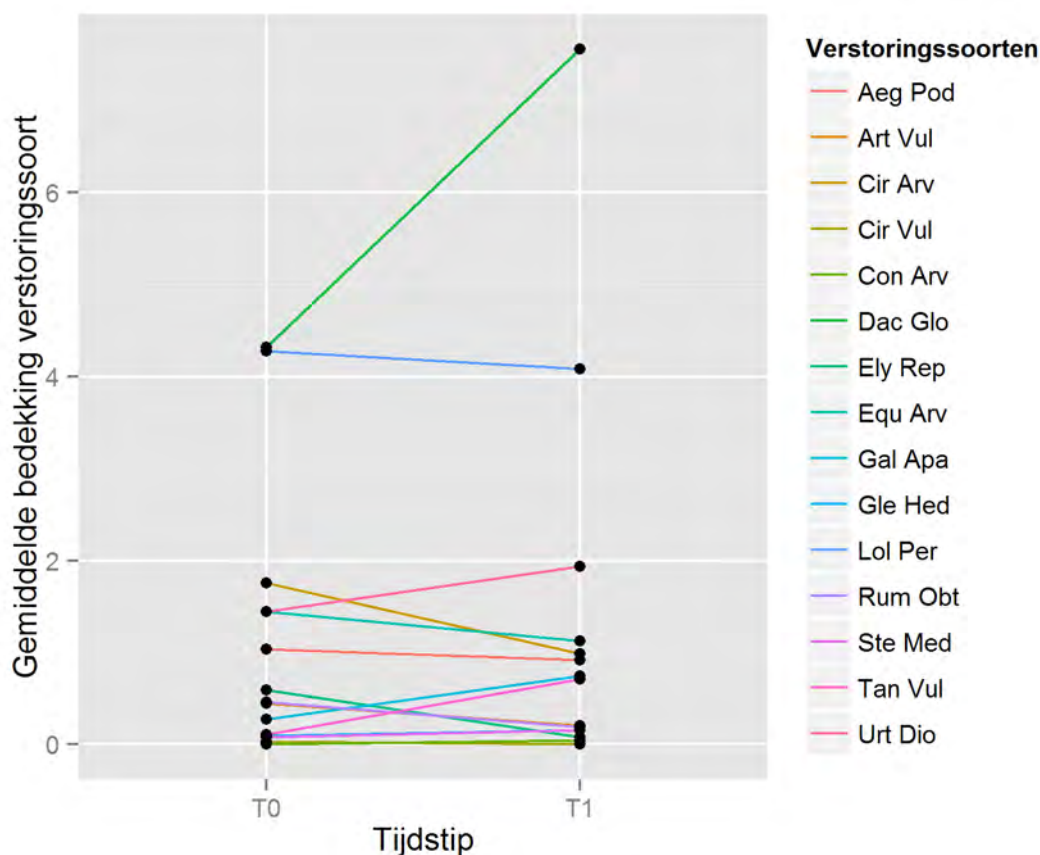


Figuur 19: Figuur 20: Weergave van de gemiddelde bedekking van typische soorten op tijdstip T0 en 2 jaar later (T1).

Er wordt een afname vastgesteld voor gewoon knoopkruid, een toename voor groot streepzaad. En een vrijwel onveranderde situatie voor wilde peen, graslathyrus en gewone rolklaver.

Is er een toename van de abundantie van verstoringsoorten in een tijdsperiode van twee jaar?

Ook bij de verstoringsoorten zien we eerder een onveranderde situatie. Soorten als kropbaar, boerenwormkruid, grote brandnetel kenden een toename, terwijl voor soorten als akkerdistel, heermoes, kweek en engels raaigras een daling van de gemiddelde bedekking werd vastgesteld.



Figuur 21: Weergave van de gemiddelde bedekking van verstoringssoorten op tijdstip T0 en 2 jaar later (T1).

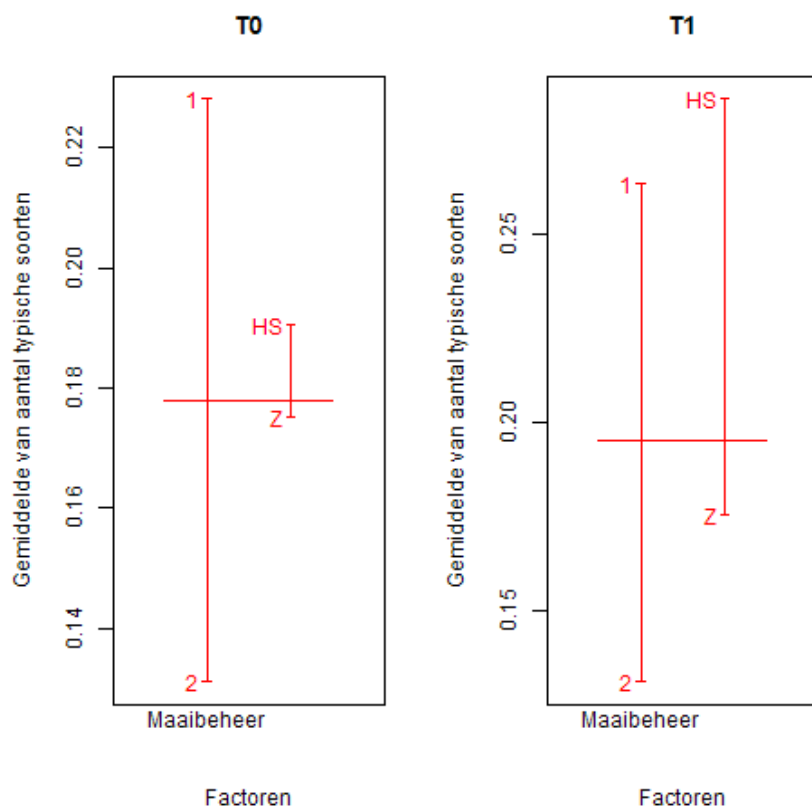
Welke verklarende variabelen beïnvloeden het aantal typische soorten?

De gemiddelde respons voor 1 en 2x maaien liggen verder uit elkaar dan deze voor zon en halfschaduw (figuur 24).

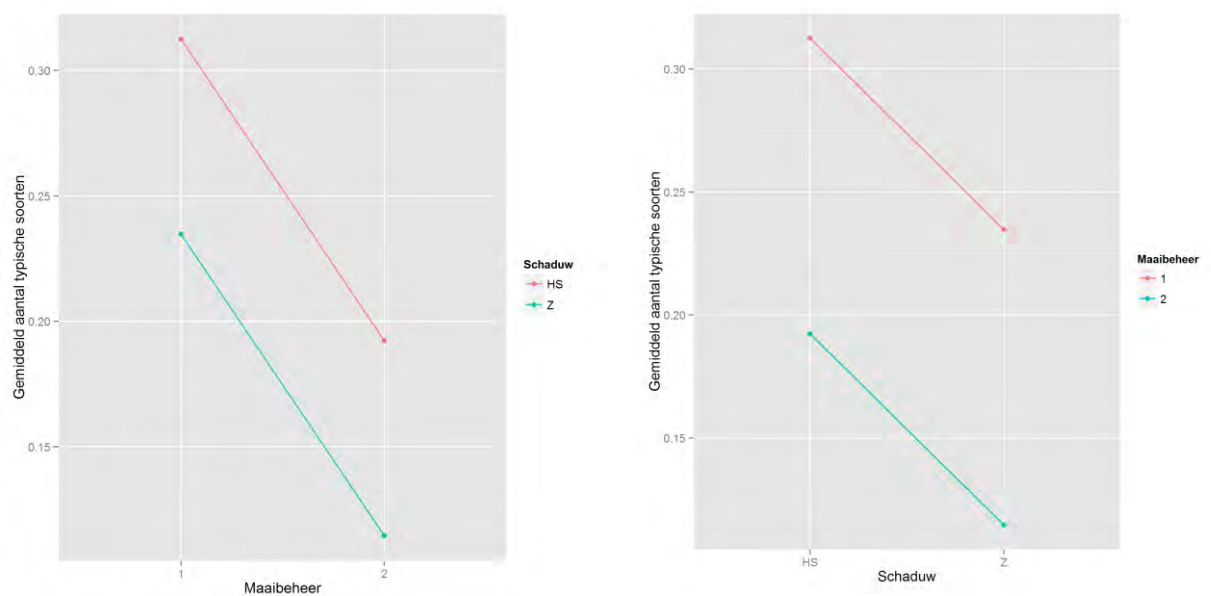
Voor tijdstip T1 liggen ook de gemiddelde respons voor zonnige en meer beschaduwde standplaatsen verder uit elkaar.

Op de interactieplots (figuur 25) is een effect te zien voor beide factoren, maar zonder interactie.

Ook hier wordt benadrukt dat gezien het geringe voorkomen van deze soorten, deze resultaten niet betekenisvol zijn. Gezien het beperkt aantal observaties van typische soorten, wordt de kans op aanwezigheid van typische soorten aan de hand van een Poisson regressie niet verder ingeschat.



Figuur 22: Designplot van de respons aantal typische soorten ifv factorlevels.



Figuur 23: Interactieplots voor de variabelen maaibeheer (1xmaaien, 2x maaien) en beschaduwning (zonnig, (gedeeltelijk) beschaduwd).

4 Discussie

4.1 Ecologisch belang van bermen

4.1.1 Algemeen ecologisch belang

Zwaenepoel (1998) vermeldt dat 62% van de totale flora van de hogere planten in Vlaanderen in wegbermen groeit. In Vlaanderen werden bovendien meer dan 50 soorten hogere planten uitsluitend in wegbermen teruggevonden. Tanghe & Godefroid (2001) onderzochten de vegetatie van wegbermen in Wallonië binnen 14 500x500m hokken. Zo'n 69-96% van het totaal aantal soorten binnen de hokken werden gevonden in wegbermen. In Nederland werd ongeveer de helft van de Nederlandse flora gevonden in wegbermen waarbij zo'n 17% van de aangetroffen hogere planten zeer tot vrij zeldzaam zijn in Nederland (Sykora *et al.*, 1993). In Duitsland herbergen de wegbermen 30-50% van de totale plantensoorten binnen elke regio (Stottele, 1994). In Groot-Brittannië komt 44% van de Britse plantensoorten voor in bermen waarbij zo'n 14% van de zeldzame Britse soorten werden teruggevonden (Way, 1977). Het belang van wegbermen voor fauna werd beschreven in ondermeer Aeolus (2000), Noordijk *et al.* (2008), Valtonen *et al.* (2006), Munguira & Thomas (1992) en Way (1977).

Het ecologisch belang van bermen en andere kleine landschapselementen is sterk afhankelijk van de ecologische waarde in het omgevend gebied. In een intensief agrarisch of stedelijk gebied kunnen bermen een omvangrijke natuurwaarde betekenen (Sykora *et al.*, 1993; Forman & Alexander, 1998). In dergelijk landschap laat immers de kwaliteit of het type landgebruik verschillende soorten niet meer toe waardoor kleine landschapselementen worden geprefereerd door verschillende organismen. Bonte *et al.* (1997) vinden een hoger gemiddeld en totaal aantal plantensoorten in bermen dan in de directe omgeving (125m en 250m van de wegberm). In proefvlakken van 1km² vonden Brandes & Oppermann (1995) een groter aandeel van plantensoorten in lineaire structuren in een intensief landbouwgebied ten opzichte van een kilometerhok in een bosgebied. Zo komen 54-69% van de totale plantensoorten alleen voor in lineaire structuren in km-hokken in agrarisch gebied; in km-hokken in bosgebied ligt dat aandeel tussen 22 en 42%. In een studie van een intensief beheerd gebied in Groot-Brittannië komt 20-30% van de soorten uitsluitend voor in lineaire landschapselementen (Bunce & Heal, 1990: in Sykora *et al.*, 1993).

De ecologische functies van bermen zijn (Forman *et al.*, 2003):

- bermen herbergen een leefgebied voor hogere planten.
- het belang als ecologische verbindingsweg (corridor), zoals beschreven in ondermeer Tikka *et al.* (2001), Sykora *et al.* (1993) en Vermeulen & Opdam (1995). Natuurgebieden worden best verbonden in een netwerk van verbindingswegen zodat dispersie en herkolonisatie mogelijk is met uitwisseling van genetisch materiaal.
- het fungeren als stapsteen. Dit zijn landschapselementen van dusdanige omvang dat de soort zich er kan voortplanten; deze leefgebieden zijn relatief klein en slechts geschikt voor de tijdelijke overleving van de soort (Adriaens *et al.*, 2007).
- de functie als refugium (uitwijkplaats). Door een intensief landgebruik treedt er een ecologische verarming op van het buitengebied en hebben vele soorten hun oorspronkelijk biotoop verloren en dienen kleine landschapselementen als uitwijkplaats (Sykora *et al.*, 1993; Bonte *et al.*, 1997).
- brongebied voor verspreiding. Op termijn is van hieruit is herkolonisatie van geschikte gebieden mogelijk (Forman *et al.*, 2003).

- het uitmaken van een deel van het biotoop, zoals de functie van voedselgebied, winterverblijf, baltsplaats, uitzichtpunt...
- de mogelijkheid voor biologische bestrijding. Bermen en andere kleine landschapselementen voorzien leefgebieden, overwinterings- of schuilplaatsen, voor potentiële predatoren van, voor de landbouw, schadelijke organismen (Bianchi *et al.*, 2006).

Kanaalbermen hebben het voordeel ten opzichte van wegbermen dat er een droog-nat gradiënt aanwezig is. Tevens zijn kanaalbermen dikwijls verkeersvrij waardoor schadelijke chemische stoffen (zware metalen, strooizouten, PAK's) niet in de berm terecht kunnen komen.

Bovenstaande duidt de wenselijkheid om bermen te betrekken in de beleidsmatige planning (Tanghe & Godefroid, 2001) en om een duurzaam ecologisch bermbeheer uit te voeren.

4.1.2 Ecologisch belang als halfnatuurlijk grasland en specifiek als glanshavergrasland

In Europa is het areaal aan halfnatuurlijk grasland sterk gedaald (Signal & McCracken, 1996; Cousins *et al.*, 2003). In Vlaanderen bestaat een beperkt graslandareaal, tussen 5000 en 7000 ha, uit graslandhabitats van Europees belang, vermeld in Bijlage I van de Habitatrichtlijn (Paelinckx *et al.*, 2009). In Vlaanderen is er een afname in het areaal van soortenrijke permanente graslanden gedurende de laatste decennia merkbaar (Paelinckx *et al.*, 2009).

Met uitzondering van natuurgebieden worden extensief beheerde graslanden bijna uitsluitend op bermen gevonden (Sykora *et al.*, 1993). Een belangrijke ecologische waarde van bermen is dan ook de mogelijkheid tot het ontwikkelen van soortenrijke graslanden en dit belang is hoger dan een ontwikkeling naar struikvegetaties (Way, 1977).

In Vlaanderen zijn er nauwelijks grote oppervlakten ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland aanwezig. Paelinckx *et al.* (2009) vermelden een oppervlak tussen 1350-1750 ha voor het habitattype 'laaggelegen schraal hooiland', waarbij zo'n 23% ligt binnen habitatrichtlijngebied. De belangrijkste bedreigingen voor glanshavergrasland zijn omschakeling van hooi- naar begrazingsbeheer, bemesten van grasland, herbicidengebruik, scheuren van grasland (Zwaenepoel *et al.*, 2002). Momenteel is het voorkomen van grote oppervlakten ecologisch goed ontwikkeld glanshavergraslanden vooral beperkt tot natuurgebieden. Een groot deel van glanshavergrasland komt voor op bermen en dijken (Paelinckx *et al.*, 2009), vooral omwille van het beheer en bodemcondities. Bermen en dijken vormen dan ook voor verschillende soorten kenmerkend voor glanshavergrasland een belangrijk biotoop (Zwaenepoel *et al.*, 2002; Sykora *et al.*, 1993; Way, 1977; Godefroid & Tanghe, 2000).

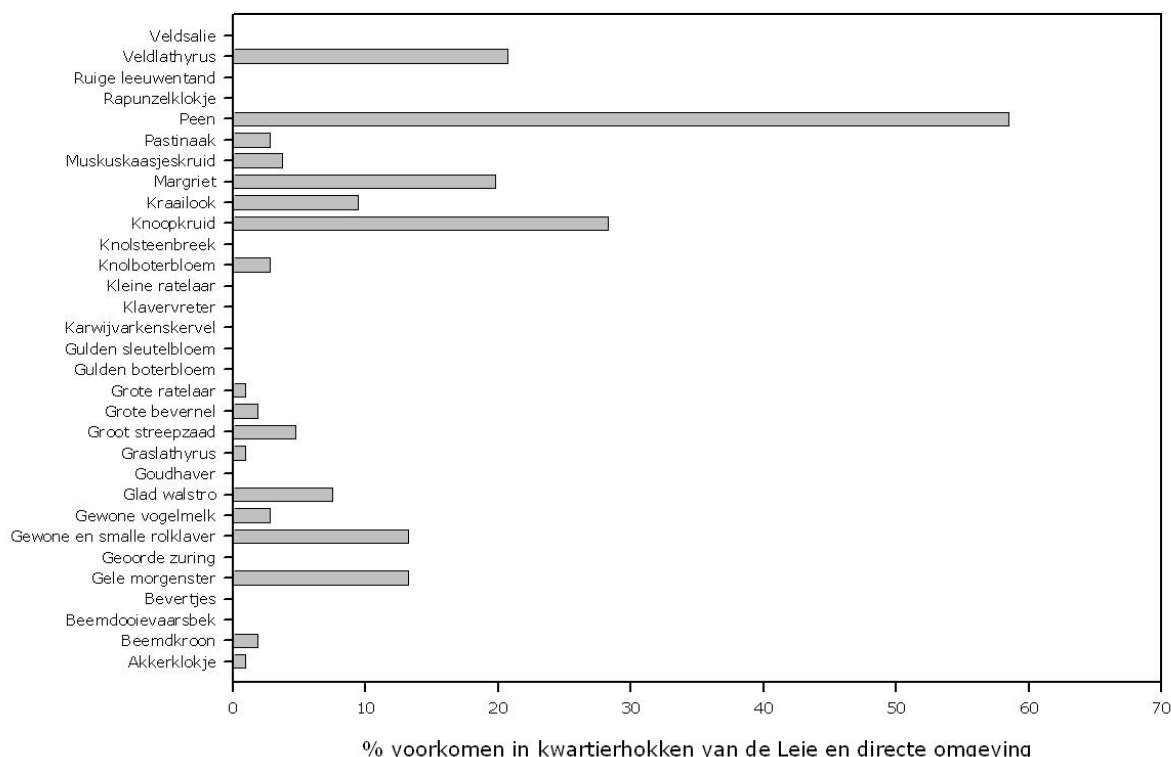
4.2 Ecologische kwaliteit van glanshavergrasland langs de Leiebermen

Uit de resultaten van de vegetatieopnames in bermen van de Leie blijkt een vrij grote afstand tot ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland.

Enerzijds komen heel weinig typische soorten voor in de opnames van de Leiebermen. Mogelijke oorzaken kunnen zijn:

- ontbreken van levensvatbare zaden in de zaadbank,
- slechte vestigingscondities van zaden,
- afwezigheid van relictpopulaties in de omgeving...

Om dit laatste te verifiëren werd het voorkomen van de typische soorten in het gebied van de Leie en directe omgeving (aangrenzende kwartierhokken) nagegaan door de floradatabank (<http://flora.inbo.be>) te raadplegen. Dit wordt weergegeven op kaart 2a en 2b (zie kaartenbijlage). Typische soorten (45%) komen niet voor in de omgeving van de Leie. 8 soorten (26%) komen in 5% of meer van de kwartierhokken in de omgeving van de Leie voor. Kolonisatie van een aantal typische soorten in de PQ's vanuit de omgeving behoort dus tot de mogelijkheden, zeker doordat veel soorten hun zaden verspreiden via wind.



Figuur 24. Het procentueel voorkomen van de verschillende typische soorten in de kwartierhokken van de Leie en directe omgeving.

Peen en knoopkruid komen het meest voor in de kwartierhokken. Dit komt overeen met onze eigen waarnemingen. Vooral peen werd het frequentst aangetroffen.

Anderzijds ligt de reden van de vrij grote afstandsmaat tot ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland ook in het hoge aandeel van stroringsoorten.

Ook andere studies vermelden verschillen in de vegetatie en soortensamenstelling van bermen in vergelijking met vegetaties van half-natuurlijke graslanden. Tikka *et al.* (2000) duiden op het abundanter voorkomen van soorten van verstoorde milieus in bermen en het groter belang van echte graslandsoorten in half-natuurlijke graslanden. Sykora *et al.* (1993) geven aan dat in bermen dikwijls soorten voorkomen met een brede ecologische amplitude met ondermeer soorten typisch voor voedselrijke milieus.

Belangrijke redenen voor de verschillen in soortensamenstelling zijn ondermeer voedselaanrijking, herbicidengebruik, de aanvoer van meststoffen en herbiciden vanuit omgevend gebied, verstoring van de bermen (uitbreiding, ophoping, aanbrengen van leidingen), aanplant van houtige rijbeplanting, floravervalsing (inzaaien) of een onaangepast beheer (Sykora *et al.*, 1993; Way, 1977; Zwaenepoel *et al.*, 2002). Auestad *et al.* (2008) geven aan dat de historiek van het beheer eveneens van belang is. De studie vindt de grootste verschillen in soortensamenstelling van bermen ten opzichte van half-natuurlijk grasland in bermen zonder een historisch ecologisch beheer. Dit speelt zeker ook voor de Leiebermen aangezien de bermen tot halfweg de jaren '90 een intensief maaibeheer met bemesting kenden.

4.3 Ecologische kwaliteit van glanshavergrasland langs de Leiebermen volgens enkele verklarende variabelen

4.3.1 1x of 2x maaien per jaar

Uit de resultaten van de statistische verwerking van de vegetatieopnames langs de Leie blijkt geen verschil in afstandsmaat tot ecologisch goede glanshavergraslanden en in het aantal soorten tussen opnames met 1 maaibeurt en opnames met 2 maaibeurten per jaar.

Het huidig maairegime is ingesteld na inventarisatie van de vegetatie in 2004. Soortenrijke, weinig productieve bermtrajecten kregen een maairegime van 1 maaibeurt per jaar, terwijl voor soortenarme en productieve bermtrajecten 2 maaibeurten per jaar werd geadviseerd (Verboven, 2005).

Een verschil in soortenaantallen bij opnames met 1 maaibeurt of 2 maaibeurten per jaar viel dus te verwachten. Mogelijke verklaringen kunnen zijn:

- vegetaties met 2 maaibeurten per jaar zijn sinds 2004 soortenrijker geworden of
- vegetaties met 1 maaibeurt per jaar zijn sinds 2004 soortenarmer geworden of
- reeds bij de indeling waren er geen significante verschillen. Dit kunnen we niet controleren doordat in 2004 geen vegetatieopnamen gemaakt zijn.

Om het effect van 1 of 2 maaibeurten per jaar op de vegetatie nauwgezet na te gaan, dient een gepaarde proefopzet uitgevoerd te worden. Op eenzelfde locatie dienen blokken te worden afgebakend met enerzijds 1 maaibeurt en anderzijds 2 maaibeurten per jaar. Het is wenselijk om per locatie 3 gepaarde proeven uit te voeren en te werken met een 10-tal locaties (mondelinge mededeling Thierry Onkelinx).

4.3.2 Beschaduwing

Uit de resultaten van de statistische verwerking blijkt dat beschaduwing een significant effect heeft op de soortenrijkdom.

Ook andere studies duiden op het effect van beschaduwning op de vegetatie. Zo zorgt een ecologisch maaibeheer bij beschaduwde bermen voor geen of slechts een beperkte verhoging van de soortenaantallen, diversiteiten en natuurwaarden (Schaffers, 2002; van de Haterd *et al.*, 2009).

4.4 Ecologisch beheer voor het behoud en de ontwikkeling van glanshavergrasland

4.4.1 Herstel

Een ecologisch correct uitgevoerd beheer kan ervoor zorgen dat typische soorten uitbreiden langs de bermtrajecten van de Leie en dat verstoringsoorten afnemen. Verschillende studies tonen aan dat de soortensamenstelling van bermen zonder verstoring en met een lange traditie van eenzelfde ecologisch beheer lijkt op die van halfnatuurlijke graslanden (Auestad *et al.*, 2008; Way, 1977; Jantunen *et al.*, 2006).

Herstelbeheer van het glanshavergrasland vertrekkend uit een verruigde toestand kan op vijf jaar tijd voor een dominantenwisseling zorgen en voor hervestiging van de soorten die nog in de zaadvoorraad aanwezig zijn (Zwaenepoel, 1993). Het terugkrijgen van zeldzamere vertegenwoordigers die niet meer in de onmiddellijke beurt voorkomen is echter een proces van vele decennia, zonder garantie dat die zeldzamere soorten ter plaatse raken (Zwaenepoel *et al.*, 2002). Het inbrengen van zaden door bv. de transfer van hooi kan worden overwogen voor herstel naar soortenrijke vegetaties (Nordbakken *et al.*, 2010).

4.4.2 Bermbesluit

Het bermbesluit van 27 juni 1984 (B.S. 02 oktober 1984) beoogt een natuurvriendelijk bermbeheer te stimuleren. Het besluit regelt het beheer van bermen langs wegen, waterlopen en spoorwegen, waarvan het beheer toebehoort aan publiekrechtelijke rechtspersonen (art. 1). Volgende maatregelen zijn van toepassing:

- het gebruik van biociden op bermen is verboden (art. 2);
- een eerste maaibeurt mag niet uitgevoerd worden vóór 15 juni, een eventuele tweede maaibeurt mag slechts uitgevoerd worden na 15 september (art. 3);
- het maaisel dient verwijderd te worden binnen de tien dagen na het maaien (art. 3);
- maaibeheer, hetzij in handwerk, hetzij met machines, dient uitgevoerd te worden zonder de ondergrondse plantendelen en de houtige gewassen te beschadigen (art. 5).

Van de verplichtingen betreffende maaidata en verwijderen van maaisel kan uitzonderlijk een afwijking gevraagd worden aan de minister van leefmilieu en enkel om reden van natuurbehoud.

4.4.3 Ecologisch maaibeheer

Een belangrijk deel van de bermen langs de Leie (en alle vegetatieopnames) wordt gemaaid (zie ook 2.1). Een maaibeheer is vereist voor het in stand houden of ontwikkelen van soortenrijke glanshavergraslanden.

Bij maaien wordt het bovengrondse plantenmateriaal weggenomen tot een bepaalde hoogte waardoor enkel een kruidvegetatie blijft gehandhaafd. Een ecologisch maaibeheer zorgt voor een toename van de soortenrijkdom ten opzichte van een nietsdoen-beheer (Maron & Jefferies, 2001; Melman *et al.*, 1990). Vooreerst gebeurt een verandering van de competitieve interactie. Door een maaibeheer worden immers de forse en productieve soorten sterkst benadeeld (Huhta *et al.*, 2001; Parr & Way, 1988). Door het weghalen van de forse soorten wordt co-existentie gepromoot (Klimes & Klimesova, 2002; Parr & Way, 1988) waarbij kleinere soorten zich kunnen vestigen en ontwikkelen (Huhta *et al.*, 2001, Oomes, 1988). Bovendien komt meer licht tot aan de bodem waardoor zaden kunnen kiemen uit de zaadvoorraad (Zwaenepoel, 2000). Wanneer wordt aangevangen met een voedselrijke situatie dan zorgt een ecologisch uitgevoerd maaibeheer voor een afname van de biomassa, vooral gedurende de eerste jaren (Bakker, 1989; Van de Haterd *et al.*, 2009, Maron & Jefferies, 2001) waardoor de kosten voor bermbeheer kunnen verminderen.

Onderstaande tekst geven enkele algemene richtlijnen voor ecologisch maaibeheer waardoor soortenrijke glanshavergraslanden kunnen ontwikkelen.

frequentie en timing van de maaibeurten

In Vlaanderen worden glanshavergraslanden over het algemeen 2x per jaar gemaaid (Zwaenepoel *et al.*, 2002).

In bermen wordt een standaard-maairegime 15 juni-15 september aanbevolen vanuit het bermbesluit. Echter maatwerk afhankelijk van de vegetaties is wenselijk. Bij verruigde en floristisch verarmde bermen is half juni inderdaad een geschikte periode, omdat dan de dominante grassen hun energie steken in het doorschieten van de bloeistengel en het tot bloei komen. De 2^{de} maaibeurt kan dan gebeuren in de loop van september. Echter ecologisch waardevolle vegetaties kunnen vaak beter op alternatieve data gemaaid worden. Rond half juni bloeien immers verschillende doelsoorten waardoor maaien in die periode de bloei en zaadvorming verhinderen (Zwaenepoel, 1993; Jantunen *et al.*, 2007). Bij bermen met zomerbloeiers en zonder belangrijke voorjaarsoorten kan een 1^{ste} maaibeurt half mei en een 2^{de} maaibeurt in september aangewezen zijn (Zwaenepoel, 1998). Soortenrijke vegetaties, ontstaan onder een maairegime van 2x per jaar met een eerste maaibeurt in mei, werden beschreven in wegbermen (Parr & Way, 1988) en in glanshavergraslanden (Oomes & Mooi, 1981). Bij bermen met voorjaarsbloeiers (bv. ratelaarsoorten, orchideeën of sleutelbloemsoorten) kan een late eerste maaibeurt rond half juli noodzakelijk zijn om bloei en zaadvorming mogelijk te maken (Zwaenepoel, 1998).

maaisel

Bij een ecologisch maaibeheer is het noodzakelijk om het maaisel grondig te verwijderen. Niet-weggehaald maaisel zorgt vooral voor een voedselaanrijking waardoor soortenarme vegetaties met productieve soorten in stand worden gehouden of ontstaan. Om soortenrijke vegetaties te ontwikkelen is het noodzakelijk om het maaisel zo snel mogelijk te verwijderen en zeker binnen 1 of 2 weken (Schaffers *et al.*, 1998; Sykora *et al.*, 2002). Wanneer het maaisel langer blijft liggen kan de weggehaalde nutriëntenhoeveelheden lager zijn dan de atmosferische depositie en wordt de bodem dus voedselrijker (Schaffers *et al.*, 1998). Ook het bermbesluit verplicht om het maaisel weg te halen binnen de 10 dagen.

maaitoestellen

Klepelmaaiers zonder opzuigcombinatie dienen zoveel mogelijk te worden vermeden. Deze machines produceren maaisel met een fijne structuur waardoor dit achteraf moeilijk grondig kan worden weggehaald. Bovendien worden de planten sterk beschadigd door de klepels.

Alternatieve maaitoestellen zijn cirkelmaaiers, maaibalken of slagmaaiers (Janssens & Claus, 1996; Leo & Spijker, 1994; Zwaenepoel, 1998). Deze toestellen kunnen met voorrang worden ingezet in de prioritaire trajecten. Deze toestellen zorgen voor maaisel met een lange structuur waardoor het weghalen efficiënter kan gebeuren in vergelijking met klepelmaaiers. Maaibalken en cirkelmaaiers zijn vrij storingsgevoelig voor schade door stenen of afval in de berm, slagmaaiers zijn robuustere toestellen (Zwaenepoel, 1998).

Klepelmaai-opzuigcombinaties vormen een tolereerbaar alternatief op voorwaarde dat de klepels steeds voldoende scherp zijn en dat preferentieel bij droog weer wordt gewerkt. Echter ecologische nadelen vormen het opzuigen van zaden en ongewervelden en de beschadiging aan de planten.



Foto 8: Klepelmaaier met opzuigsysteem aan het werk langs de Leie.

maaihoogte

Het is van belang om de maaihoogte zo in te stellen dat een verstoring van de bodem wordt vermeden. De best werkbare maaihoogte is 5 cm (Zwaenepoel, 1998). Lagere afstellingen hebben een hoger risico op het beschadigen van de bodem waardoor ongewenste uitbreidingen van o.m. akkerdistel kunnen optreden. Het resultaat hangt echter sterk af van

de ervaring van de chauffeur, van de bermhelling, van de vegetatie, de weersomstandigheden en vooral de snelheid waarmee gereden wordt (Zwaenepoel, 1998).

continue en consequente uitvoering

Het maaibeheer dient continu en consequent te worden uitgevoerd met een correcte navolging van de maaiperiode, frequentie en methode (Sykora *et al.*, 2002). Bermen met een lange traditie aan ecologisch beheer hebben een vegetatie die het sterkst lijkt aan half-natuurlijke graslanden (Auestad *et al.*, 2008). Zelfs een korte periode met een oncorrect maaibeheer kan de inspanning volledig teniet doen van vele jaren correct uitgevoerd ecologisch bermbeheer (Sykora *et al.*, 1993).

5 Conclusie

Uit de vegetatieanalyse blijkt dat opnames met 1 maaibeurt niet significant verschillen van opnames met 2 maaibeurten. Dit werd aangetoond met behulp van een afstandsmaat tot ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland en het soortenaantal als responsvariabelen. De opnames zijn nog vrij ver verwijderd van een ecologisch goed ontwikkeld Arrhenaterion, te wijten aan een hoge bedekking storingsindicatoren en een lage bedekking van typische soorten.

De weinige typische soorten, vooral knoopkruid en wilde peen, van het Arrhenaterion kwamen voornamelijk voor in de opnames die 1x werden gemaaid.

Enkel beschaduwing blijkt een significant effect te hebben op de soortenrijkdom. De breedte van de berm en het maairegime (rekening houdend met de verschillende uitgangssituatie) blijken geen significante verklarende variabelen te zijn. De nutriëntenstatus van de bodem is vermoedelijk een sterkere verklarende variabele. Zo kan het grote aandeel van verstoringsindicatoren een gevolg zijn van de bemesting die tot in 1995 werd uitgevoerd. Metingen van de bodemkwaliteit kunnen hier extra informatie verschaffen.

5.1 Aanbevelingen voor het beleid en verder onderzoek

5.1.1 Voorstel voor wijzigingen van het beheer

Langs de Leie worden de meeste bermtrajecten 2x per jaar gemaaid. Enkele bermtrajecten worden 1x per jaar gemaaid. Bij de toekomstige ecologische opvolging van de Leiebermen kunnen verschillende variabelen worden geëvalueerd bij de verschillende maairegimes (tabel 9). Op basis hiervan kan eventueel het beheer worden bijgestuurd.

Tabel 9. Ecologische betekenis van de veranderingen van enkele variabelen bij een toekomstige ecologische opvolging.

	Ecologisch positief	Ecologisch negatief
Aantal soorten	↗	↘
Diversiteit	↗	↘
Afstandsmaat tot ecologisch goed ontwikkeld glanshavergrasland	↘	↗
Aantal en bedekking typische soorten	↗	↘
Aantal en bedekking verstoringssoorten	↘	↗
Ellenberggetal voor stikstof	↘	↗

Gezien de eerder voedselrijke situatie en het ontbreken van voorjaarssoorten kan voorlopig een standaard maairegime zoals voorgesteld in het bermbeheerplan worden aangehouden.

Tevens is het wenselijk om te blijven maaien met een klepelmaaier met opzuigcombinatie.

5.1.2 Afstemming met Rivierherstel Leie

Het is aangewezen om het maaibeheer in de toekomst ook af te stemmen op de ingrepen die zullen worden uitgevoerd in kader van Seine Schelde, zie ook (Raman & Vanderhaeghe, 2011). Dit kan stapsgewijs herbekeken worden naargelang bepaalde deelgebieden worden aangepakt.

Enkele voorbeelden:

- Ter hoogte van natte open meersengebieden: openhouden van de vegetatie
- Struweel in de berm laten aansluiten bij achterliggend struweel/bossen in het valleigebied
- Op plaatsen met een brede vlakke berm, gedeelten struweel behouden als geleidingselementen ten behoeve van vleermuizen.
- Zones die potenties hebben voor Oeverzwaluwen zoveel mogelijk open laten: geen doorworteling en beschaduwning

Kaartenbijlage

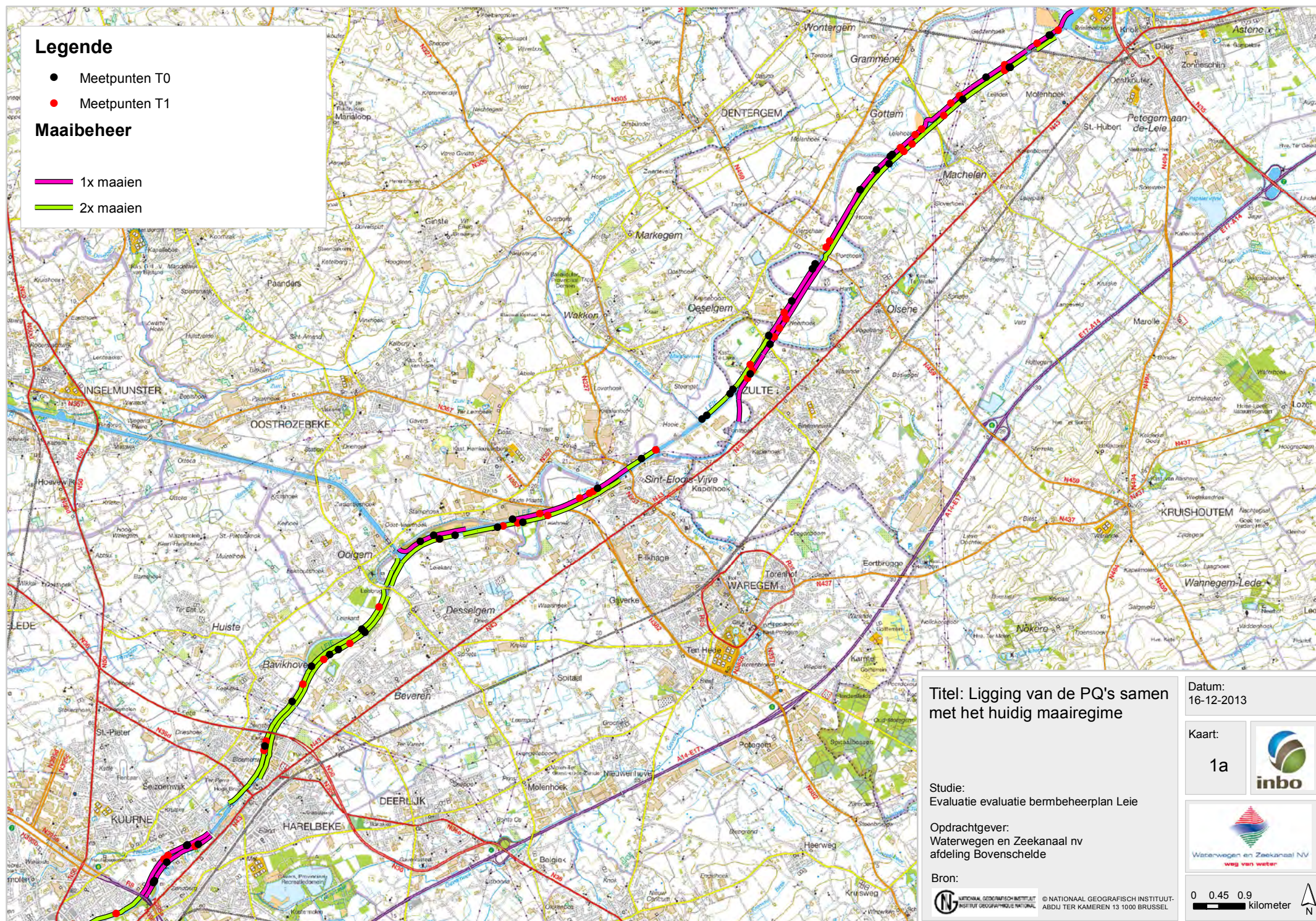
- Kaart 1a en 1b: Ligging van de PQ's samen met het huidig maairegime
- Kaart 2a en 2b: Afstandsmaat tot ecologisch goed ontwikkelde glanshavergraslanden in de PQ's en het aantal typische soorten in omliggende kwartierhokken

Legende

- Meetpunten T0
- Meetpunten T1

Maaibeheer

- 1x maaien
- 2x maaien



Titel: Ligging van de PQ's samen met het huidige maairegime

Datum:
16-12-2013

Kaart:

1a



Studie:
Evaluatie evaluatie bermbeheerplan Leie

Opdrachtgever:
Waterwegen en Zeekanaal nv
afdeling Bovenschelde

Bron:



© NATIONAAL GEOGRAFISCH INSTITUUT
ABDU TER KAMEREN 13 1000 BRUSSEL



0 0.45 0.9
kilometer

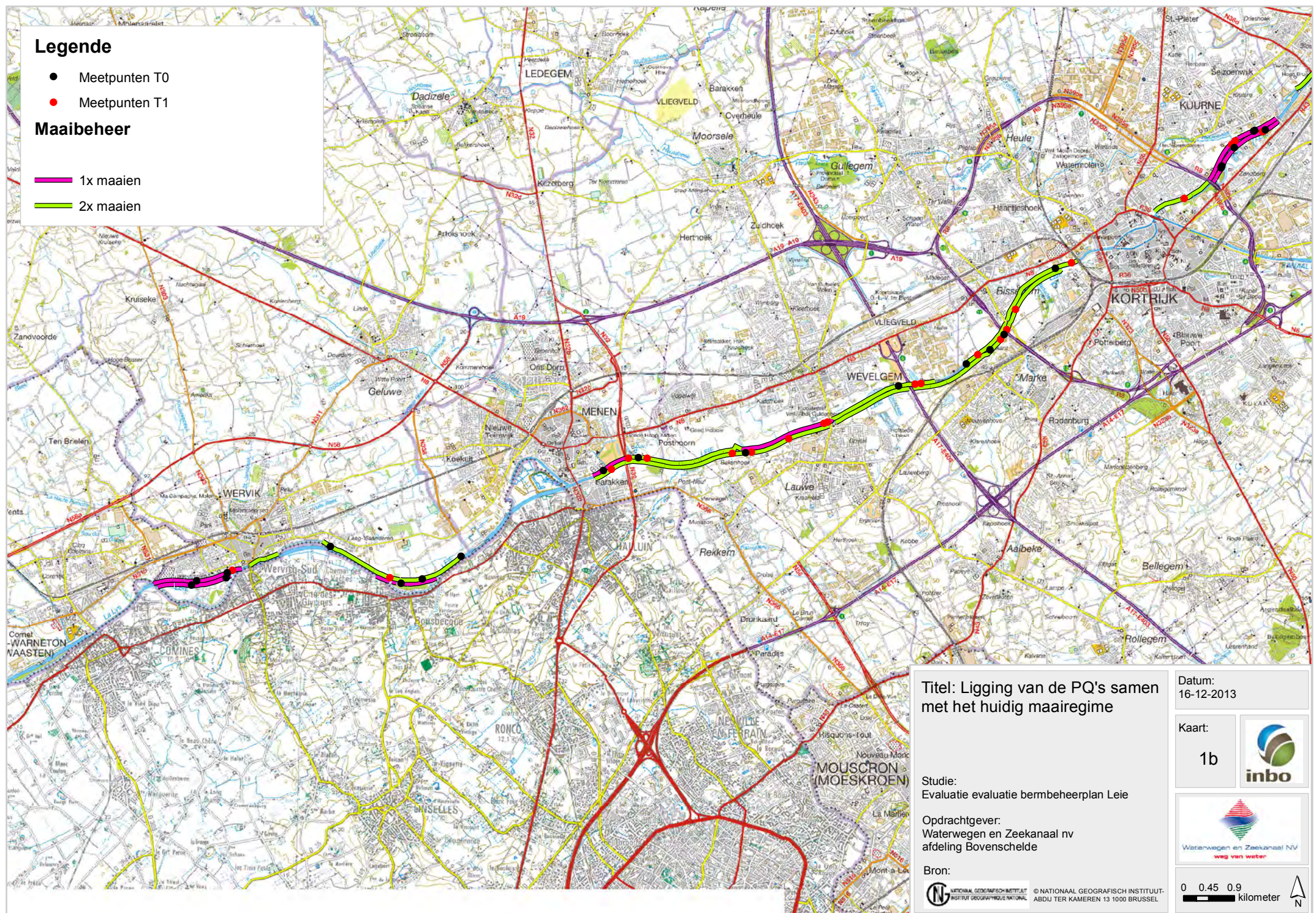


Legende

- Meetpunten T0
- Meetpunten T1

Maaibeheer

- 1x maaaien
- 2x maaaien



Titel: Ligging van de PQ's samen met het huidige maairegime

Datum:
16-12-2013

Kaart:

1b



Studie:
Evaluatie evaluatie bermbeheerplan Leie

Opdrachtgever:
Waterwegen en Zeekanaal nv
afdeling Bovenschelde

Bron:



© NATIONAAL GEOGRAFISCH INSTITUUT
ABDU TER KAMEREN 13 1000 BRUSSEL



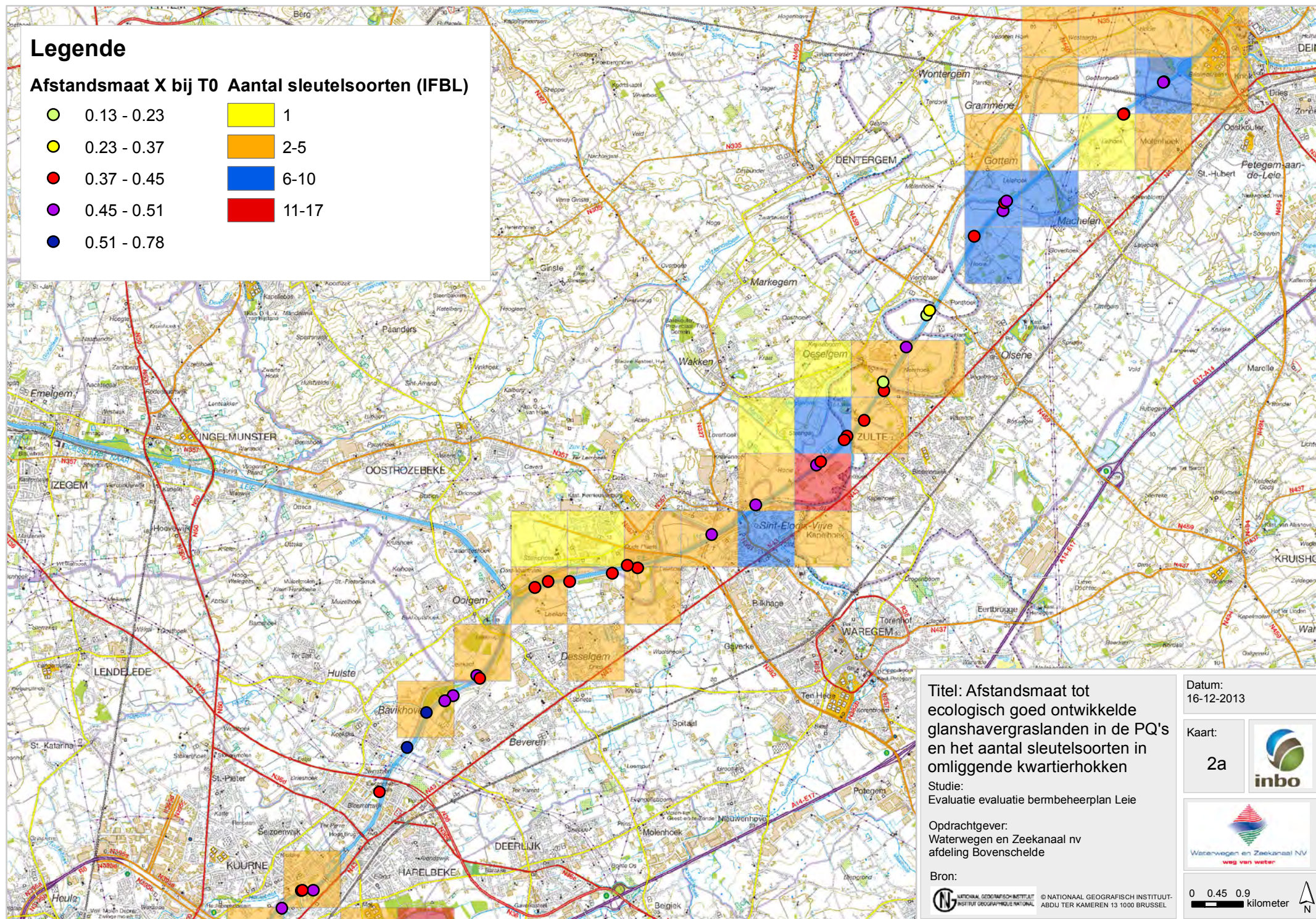
0 0.45 0.9
kilometer



Legende

Afstandsmaat X bij T0 Aantal sleutelsoorten (IFBL)

● 0.13 - 0.23	1
● 0.23 - 0.37	2-5
● 0.37 - 0.45	6-10
● 0.45 - 0.51	11-17
● 0.51 - 0.78	



Titel: Afstandsmaat tot ecologisch goed ontwikkelde glanshavergraslanden in de PQ's en het aantal sleutelsoorten in omliggende kwartierhokken

Studie:
Evaluatie evaluatie bermbeheerplan Leie

Opdrachtgever:
Waterwegen en Zeekanaal nv
afdeling Bovenschelde

Bron:



© NATIONAAL GEOGRAFISCH INSTITUUT
ABDU TER KAMEREN 13 1000 BRUSSEL

Datum:
16-12-2013

Kaart:
2a

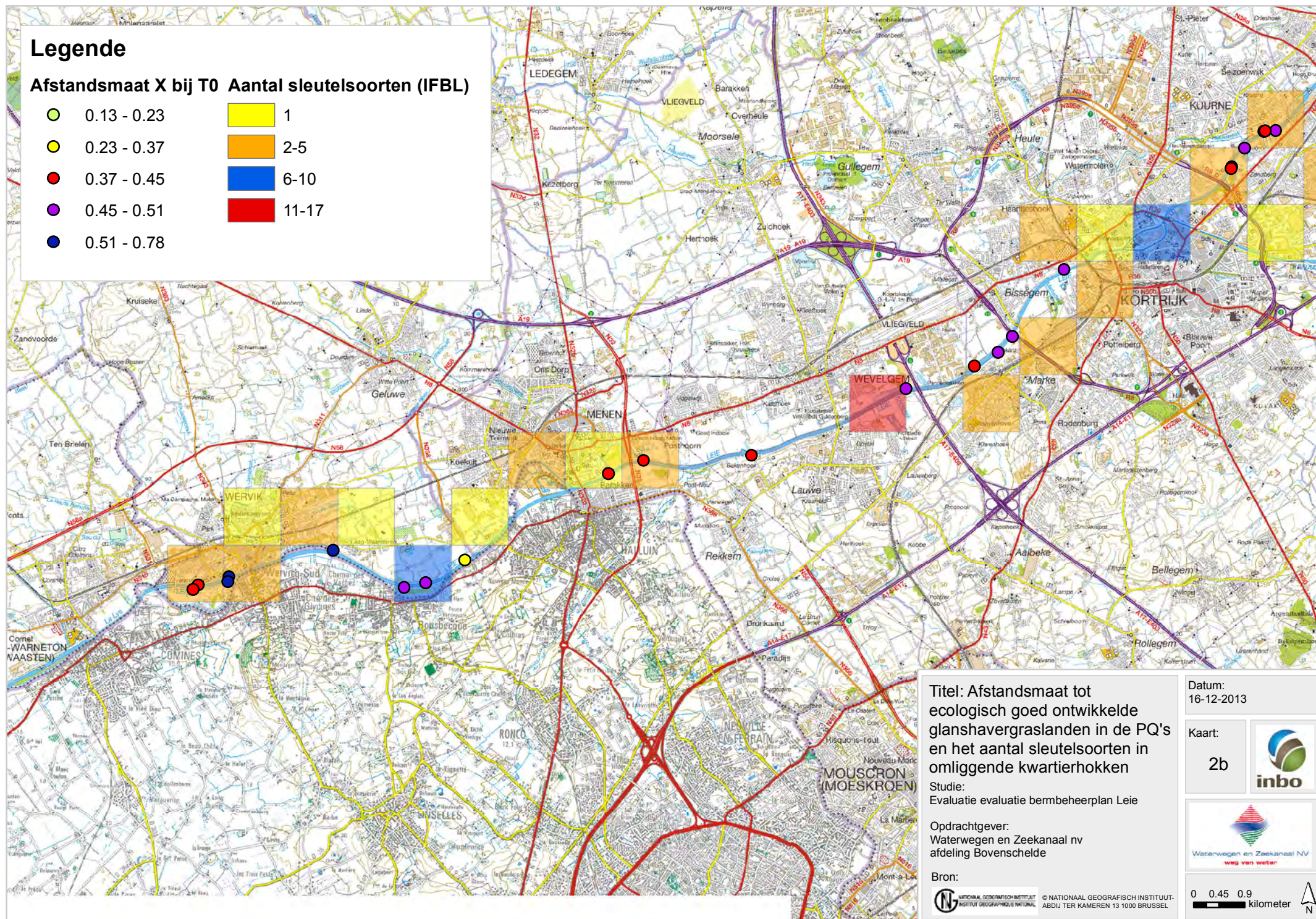
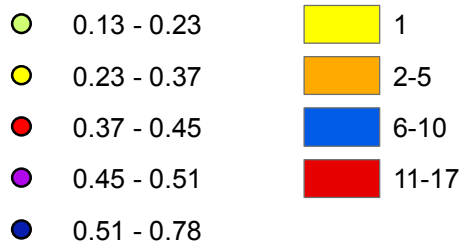


0 0.45 0.9
kilometer



Legende

Afstandsmaat X bij T0 Aantal sleutelsoorten (IFBL)



Titel: Afstandsmaat tot ecologisch goed ontwikkelde glanshavergraslanden in de PQ's en het aantal sleutelsoorten in omliggende kwartierhokken

Studie:
Evaluatie evaluatie bermbeheerplan Leie

Opdrachtgever:
Waterwegen en Zeekanaal nv
afdeling Bovenschelde

Bron:



© NATIONAAL GEOGRAFISCH INSTITUUT-
ABDU TER KAMEREN 13 1000 BRUSSEL

Datum:
16-12-2013

Kaart:

2b



0 0.45 0.9
kilometer



Bijlage 1: Ecologisch streefbeeld voor de bermen van de gekanaliseerde Leie

(Raman 2009)

Algemene doelstellingen

In het kader van Rivierherstel Leie wordt er gestreefd naar het behoud en een toename van biodiversiteit in de gekanaliseerde Leie en haar vallei. Enkele belangrijke doelstellingen rekening houdend met blijvende drukken (scheepvaart, recreatie, ...) zijn:

- behoud en/of herstel van habitats met goede habitatkwaliteit en duurzaam voorkomen van bijhorende levensgemeenschappen
- herstel van connectiviteit

Herstel van een soortenrijke, structuurrijke en bloemrijke bermvegetatie

In het rapport van (Verboven *et al.* 2008) werden reeds verschillende potentiekaarten opgemaakt voor het gehele studiegebied van Wervik tot Deinze. Deze schaal is te groot om meer in detail naar lijnvormige elementen zoals de dijken langs de Leie te kunnen kijken. We kunnen wel afleiden dat de hogere en drogere gronden zonder bijkomende herstelmaatregelen voornamelijk potenties hebben voor droge glanshavergraslanden (potentiekaarten Verboven *et al.* 2008 kaarten 38 a en b) en kamgrasweiden (POTNAT Verboven *et al.* 2008 kaarten 39 a en b).

Voor de potentiekaarten werden natuurtypereeksen geformuleerd van vegetatietypes afhankelijk van het bodemtype en vochtregime. Dit is de opeenvolgende reeks van successiestadie van dit vegetatietype onder een bepaalde beheersvorm. Voor meer uitleg hierover wordt verwezen naar (Verboven *et al.* 2008). De natuurtypereeksen voor droge glanshavergraslanden wordt weergegeven in tabel 1.

Tabel 1: Natuurpotentie voor de droge glanshavergraslanden (Verboven *et al.*, 2008).

Hooilandtype	Grasland-type onder begrazing	Ruigtetype cyclisch beheer	Struweel-type cyclisch beheer	Bostype niets-doen beheer	Bodemtype	Geomorfologische situering
Droog glanshavergrasland (Hu)	Kamgrasland	Droge ruigte (Ku)	Meidoorn/Sleedoorn-struweel (Sp)	Droog eiken-beukenbos (Qs,Fs)	Droge tot matig droge lemige zandgrond tot zandleem-grond, opgehoogde grond (Sb-Sc-Pb-Pc-Lb-Lc)	Opgehoogde gronden, koutergronden, oeverwallen

Er kan dus gestreefd worden naar **soortenrijke glanshavergraslanden** op basis van volgende elementen:

- de bermen beheerd door W&Z (maaibeheer) hebben onder huidige abiotische omstandigheden voornamelijk potenties voor droge glanshavergraslanden
- de huidige vegetatie is hoofdzakelijk te situeren binnen het Glanshaververbond.
- Soortenrijke vegetaties zijn indicatief voor matig voedselarme omstandigheden. Het aantal invasieve soorten dient te worden teruggedrongen. Ontwikkeling van ecologisch waardevolle ruigten en struwelen is eveneens wenselijk langs de Leie. Zeker op plaatsen aansluitend op achterliggende struwelen en daar waar een soortenrijk grasland moeilijk te realiseren of te beheren is. Struwelen vormen een leef/schuilgebied voor diverse faunagroepen. Een knelpunt in het herstellen van soortenrijke graslanden langs de Leie is de beperkte aanwezigheid van zaadbronnen (relictvegetaties of nabijgelegen soortenrijke graslanden) in de omgeving.

Een ander niet onbelangrijk aspect omwille van de ligging langs een recreatieve as is het bloemrijk zijn van de berm. **Bloemrijke bermen** zijn visueel aantrekkelijk voor de voorbij fietsende recreant, wat het draagvlak voor verdere gerichte natuurontwikkelings- en beheermaatregelen mogelijks kan vergroten.

Een andere belangrijke doelstelling is het streven naar **structuurvariatie**. De plaatselijk gewenste afwisseling van grasland, ruigte en struweel dient in overeenstemming te zijn met de doelstellingen voor fauna-aandachtsoorten zoals verder wordt beschreven.

Dijken als droge natuurverbinding langs de Leie

Model bruin blauwtje en bermflora

Dit model wordt overgenomen naar analogie van Haskoning 2005. Het model bruin blauwtje en dijkflora is bedoeld om de verspreiding en de leefmogelijkheden te bevorderen van sprinkhanen (greppelsprinkhaan), dagvlinders (Bruin blauwtje, Argusvlinder, Boomblauwtje, Bruin zandoogje, Icarusblauwtje, ...) en typische bermflora.

Bruin blauwtje blijkt een geschikte gidssoort te zijn voor de dijken langs de Leie. Vlinders zijn als groep makkelijk herkenbaar voor een groter publiek, de soort komt momenteel in het gebied voor (zie foto) en is weinig mobiel. De soort is een prioritaire soort of symboolsoort voor de provincies Oost- en West-Vlaanderen en heeft een goede paraplu-functie. De vlinder verkiest korte vrij voedselarme graslanden met afwisselend open en gesloten plekken in de vegetatie. Vooral de aanwezigheid van een aantal ooievaarsbek- of reigersbekplanten is belangrijk als waardplant voor de vlinder.

De dijken zijn nagenoeg aaneengesloten langs de Leie. Er wordt gestreefd naar zonnige, open (matig) voedselarme graslandvegetaties (zwak zuur - kalkhoudende bodem) met hier en daar ruigten of struweel. In tabel 2 worden ook de broedvogels vermeld die voorkomen of voorkwamen langs de Leie (Verboven *et al.* 2008) die profiteren van zo'n typische mozaïekvegetatie.

Tabel 13: Gidssoorten en aandachtsoorten voor het model Bruin Blauwtje en dijkflora.

MODEL Bruin blauwtje en dijkflora (DROGE NATUURVERBINDING)		
Gidssoorten	Ecologische groep	Aandachtsoorten
Bruin blauwtje	Dagvlinders	Bruin blauwtje Bruin zandoogje Oranje zandoogje Icarusblauwtje Argusvlinder
	Glanshavergrasland	Groot streepzaad Grote bevernel Rapunzelklokje Glad walstro Peen Fluitenkruid Gewone berenklauw Gele morgenster Margriet Knoopkruid Rode klaver Brunel Gewoon reukgras
	Broedvogels	Nachtegaal Gekraagde roodstaart
		Grasmus
		Braamsluiper
		Bosrietzanger
	Sprinkhanen	Greppelsprinkhaan

Bijlage 2: Beoordelingstabel voor de instandhouding van het habitattype 6510, subtype matig droog-vochtig type (*Arrhenaterion*) (T'Jollyn *et al.* 2009)

Bijlage 2: Beoordelingstabel voor de instandhouding van het habitatype 6510, subtype matig droog-vochtig type (*Arrhenaterion*)

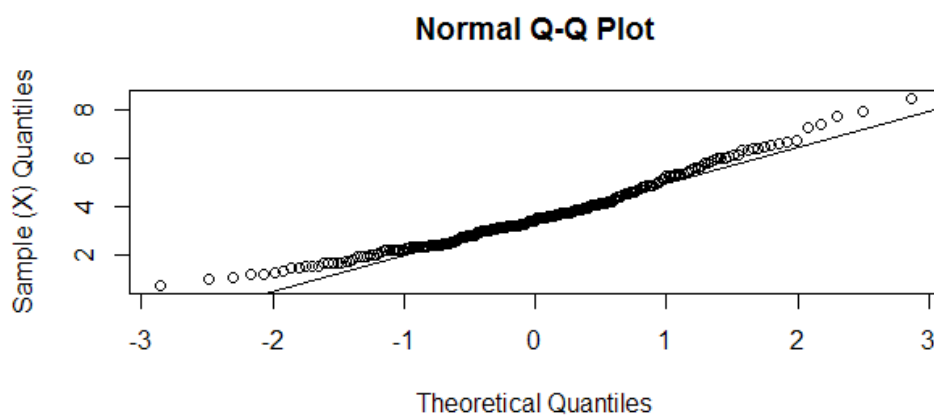
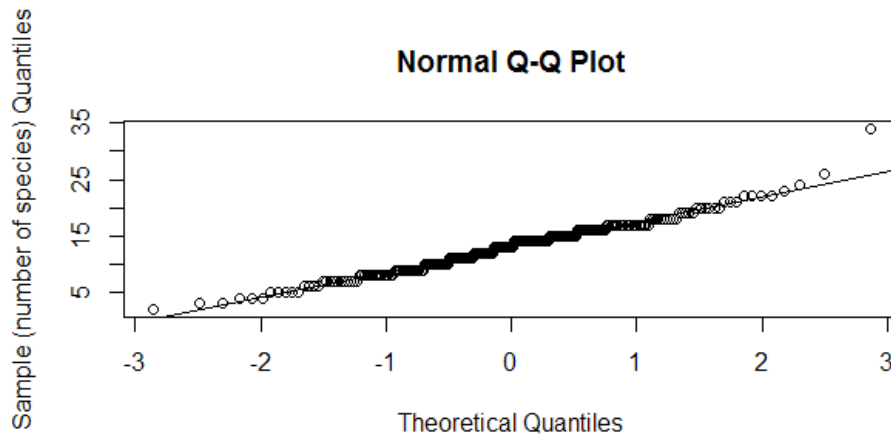
A. Habitatkarakteristieken					
Milieukarakteristieken voor een gunstige staat van instandhouding (Cijfergegevens zijn indicatief, zie § 2.4)					
Criterium	Beschrijving	Verstoring	Maatregelen	Opmerkingen	Referenties
bodem					
<i>textuur</i>	lemige of kleiige bodems: (lemig zand), zandleem, leem, klei				Oberdorfer 1983; Schaminée et al. 1996; Zwaenepoel et al. 2002
<i>zuurtegraad</i>	pH (5,5) 6,5-7,5 (8,5)				Huybrechts et al. 2000; Oberdorfer 1983; Schaminée et al. 1996; Zwaenepoel et al. 2002
hydrologie					
<i>regime</i>	GVG: $\geq$ (50) 70 cm onder maaiveld				Wamelink & Runhaar 2001
<i>GLG (cm/mv ; min / gem / max)</i>	$\geq$ 80 cm onder maaiveld				Wamelink & Runhaar 2001
<i>overstromingsregime</i>	niet tot occasioneel kortstondig overstroomd met gebiedsvreemd water			< 20 dagen/jaar en < dan 2 tot 3 maal/jaar	Wamelink & Runhaar 2001; opm. : Aubroek et al. 1998
nutriënten					
<i>voedselrijkdom</i>	(mesotroof) - zwak eutroof - (matig eutroof)	voedselaanrijking (vnl. door atmosferische depositie, vermesting, intensief landbouwgebruik) met als gevolg verzuuring	brongerichte maatregelen	gevoelig voor vermesting	Rodwell 1992; Wamelink & Runhaar 2001; opm.: Huybrechts et al. 2000; Oberdorfer 1983; Ministerie van LNV 2008b
<i>luchtkwaliteit</i>	bij voorkeur < 20 kg N /ha/jaar	voedselaanrijking (door atmosferische depositie) met als gevolg verzuuring	brongerichte maatregelen	gevoelig voor stikstofdepositie	van Dobben & van Hinsberg 2008; Ministerie van LNV 2008b; Achermann & Bobbink 2003

Vegetatie- en structuurkarakteristieken				
Criterium	Beschrijving	Maatregelen	Opmerkingen	Referenties
kwaliteitsindicatoren				
sleutelsoorten				
soorten EU-rapportage	Kraailook (<i>Allium vineale</i>), Zachte haver (<i>Avenula pubescens</i>), Bevertjes (<i>Briza media</i>), Rapunzelklokje (<i>Campanula rapunculus</i>), Knoopkruid (<i>Centaurea jacea</i>), Groot streepzaad (<i>Crepis biennis</i>), Glad walstro (<i>Galium mollugo</i>), Graslathyrus (<i>Lathyrus nissolia</i>), Veldlathyrus (<i>Lathyrus pratensis</i>), Gewone en smalle roklaver (<i>Lotus corniculatus</i>), Beemdkroon (<i>Knautia arvensis</i>), Ruige leeuwentand (<i>Leontodon hispidus</i>), Margriet (<i>Leucanthemum vulgare</i>), Muskuskaasjeskruid (<i>Malva moschata</i>), Gewone vogelmelk (<i>Ornithogalum umbellatum</i>), Klavervreter (<i>Orobanche minor</i>), Karwijvarkenskervel (<i>Peucedanum carvifolia</i>), Grote bevernel (<i>Pimpinella major</i>), Kleine ratelaar (<i>Rhinanthus minor</i>), Grote ratelaar (<i>Rhinanthus angustifolius</i>), Veldsalie (<i>Salvia pratensis</i>), Knolsteenbreek (<i>Saxifraga granulata</i>), Gele morgenster (<i>Tragopogon pratensis</i>), Goudhaver (<i>Trisetum flavescens</i>)			Demolder et al. 2008
aanvullende soorten	Gulden boterbloem (<i>Ranunculus auricomus</i>), Pastinaak (<i>Pastinaca sativa</i>), Gulden sleutelbloem (<i>Primula veris</i>), Knolboterbloem (<i>Ranunculus bulbosus</i>), Beemdooeivaarsbek (<i>Geranium pratense</i>), Geoorde zuring (<i>Rumex thyrsiflorus</i>), Peen (<i>Daucus carota</i>)			Anoniem 2004b; Oberdorfer 1983; Rodwell 1992; Schaminée et al. 1996; Van Looy et al. 1999; Zwaenepoel et al. 2002
structuur				
horizontale structuur	aanwezigheid middelhoge (≤ 100 cm) en hoge (> 100 cm) grassen	jaarlijks 1-2 keer maaien, niet voor de hoofdbloeitijd van de grassen, met afvoer maaisel, eventueel met nabeweiding of aangepaste begrazing	Hoge grassen: Glanshaver, Grote vossenstaart, Kweek, Timoteegras Middelhoge grassen: Reukgras, Goudhaver, Zachte haver, , Veldbeemdgras, Zachte dravik, Bevertjes	Anoniem 2004b; expertoordeel
horizontale structuur	dominantie van soort(en): eender welke soort, inclusief sleutelsoorten			
storingsindicatoren				
verruiging	Zevenblad (<i>Aegopodium podagraria</i>), Kleefkruid (<i>Galium aparine</i>), Hondsdraf (<i>Glechoma hederacea</i>), Engels raaigras (<i>Lolium perenne</i>), Grote brandnetel (<i>Urtica dioica</i>), Bijvoet (<i>Artemisia vulgaris</i>), Akkerdistel (<i>Cirsium arvense</i>), Speerdistel (<i>Cirsium vulgare</i>), Akkerwinde (<i>Convolvulus arvensis</i>), Kropaar (<i>Dactylis glomerata</i>), Kweek (<i>Elymus repens</i>), Basterdwederik (G) (<i>Epilobium</i>), Heermoes (<i>Equisetum arvense</i>), Ridderzuring (<i>Rumex obtusifolius</i>), Vogelmuur + Heggevogelmuur (<i>Stellaria media</i>), Boerenwormkruid (<i>Tanacetum vulgare</i>)	een geschikt maaibeheer met afvoer maaisel (eventueel met nabeweiding of extensieve begrazing)	ook tengevolge van stopzetten maaibeheer en onvoldoende afvoer maaisel	cfr Aggenbach et al. 2007; expertoordeel
strooisellaag	bedekking van de plekken waar het dood organisch materiaal een meer dan 1 cm dikke laag vormt	maaien	Een teveel aan strooisel hindert de kieming van sleutelsoorten, de oorzaak is veelal een ongeschikt beheer.	Anoniem 2004a; Robertson & Jefferson 2000, expertoordeel
verbossing/verstruweling	bedekking bomen en struiken			expertoordeel

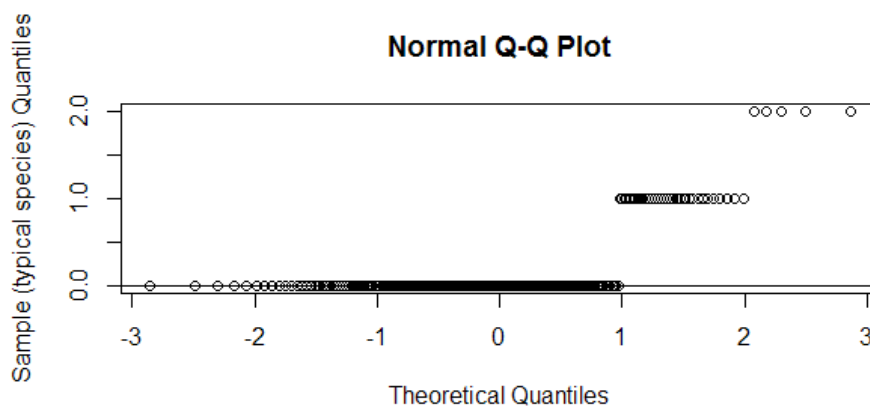
B. Beoordelingsmatrix						
Criterium		Gunstige staat		Ongunstige staat	Opmerkingen	Referenties
habitatstructuur						
horizontale structuur		hoge grassen bedekken 50-70% en middelhoge 5-10%		hoge grassen > 70% of middelhoge of middelhoge < 5 %		expertoordeel; Anoniem 2004b
horizontale structuur		afwezig		minstens 1 soort bedekt meer dan 50%		expertoordeel; Anoniem 2004b
verstoring						
verruigd		≤ 30%		> 30%		expertoordeel
strooisellaag		≤ 30%		> 30%		expertoordeel; Robertson & Jefferson 2000
verboest/verstruweeld		≤ 10%		> 10%		expertoordeel;Anoniem 2004a
vegetatie						
aantal sleutelsoorten		≥ 7		< 7		expertoordeel
frequentie of bedekking sleutelsoorten		≥ 50 %		< 50%		expertoordeel

Bijlage 3: Dataverkenning databestand

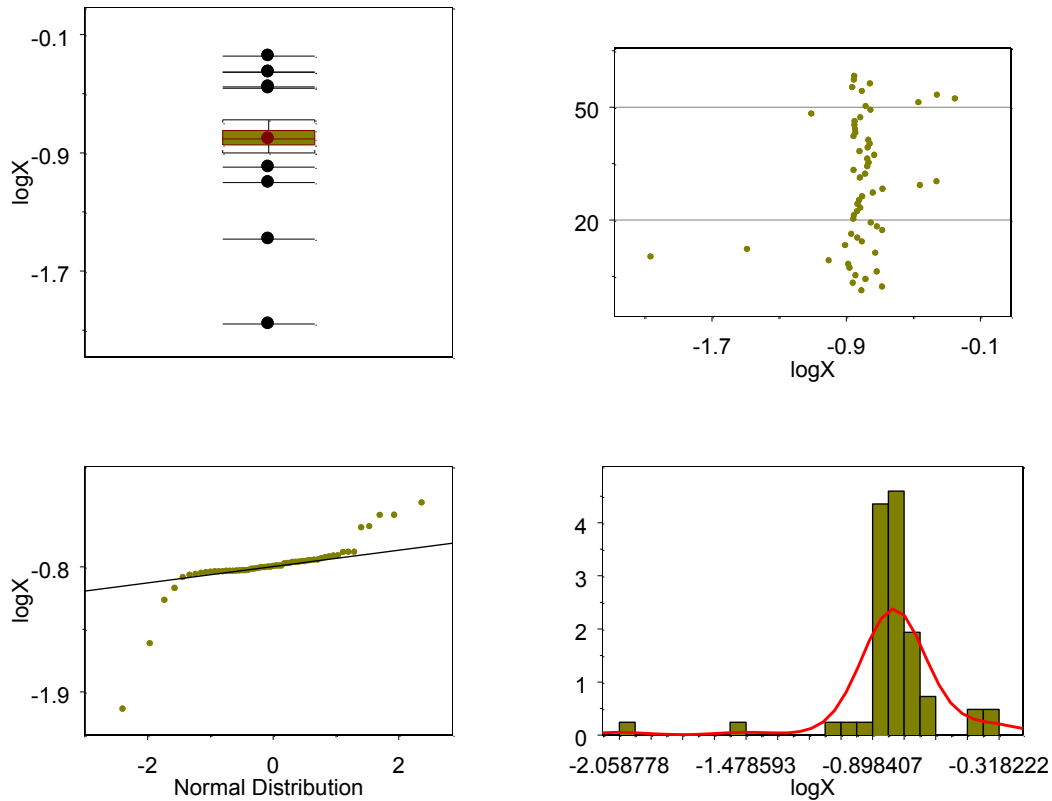
1. Is de responsvariabele normaal verdeeld? Zijn er uitschieters?



Zowel in het hoge als lage bereik afwijkende waarden. Deze zijn niet het resultaat van meetfouten. Er werden geen observaties uit de dataset verwijderd.



2. **Geeft de logtransformatie van X een betere verdeling voor meetwaarden van 2010-deel1?** (zie ook Raman et al. 2010)



One sample Kolmogorov-Smirnov Test of Composite Normality

```
data: X in EvaluatieBermbeheerplanDefTweeweg
ks = 0.2311, p-value = 0
alternative hypothesis: True cdf is not the normal distn. with estimated
parameters
sample estimates:
mean of x standard deviation of x
0.4590621 0.09412015
```

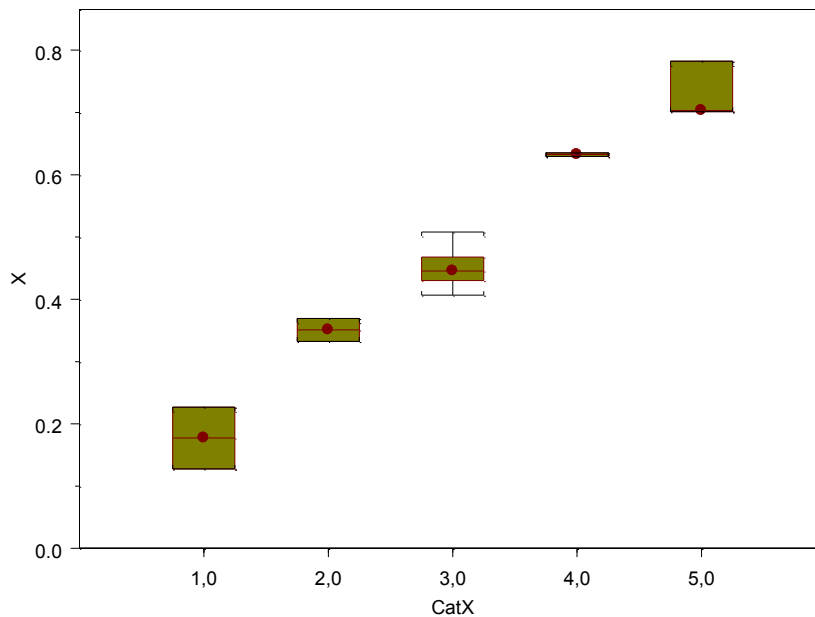
One sample Kolmogorov-Smirnov Test of Composite Normality

```
data: logX in EvaluatieBermbeheerplanDefTweeweg
ks = 0.2857, p-value = 0
alternative hypothesis: True cdf is not the normal distn. with estimated
parameters
sample estimates:
mean of x standard deviation of x
-0.8027711 0.2395509
```

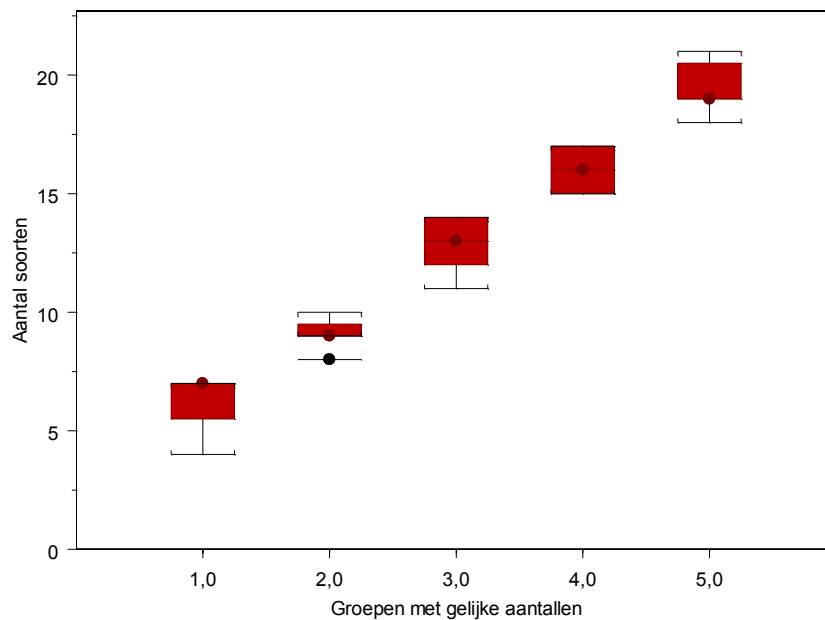
Logtransformatie geeft geen betere verdeling.

3. Testen van homogeniteit van de responsvariabele

X : Niet homogeen.

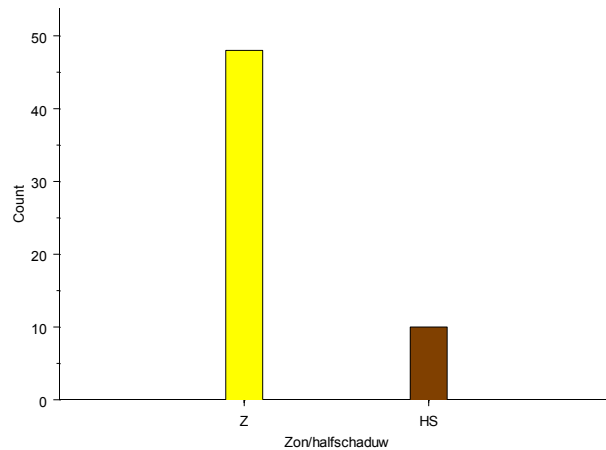
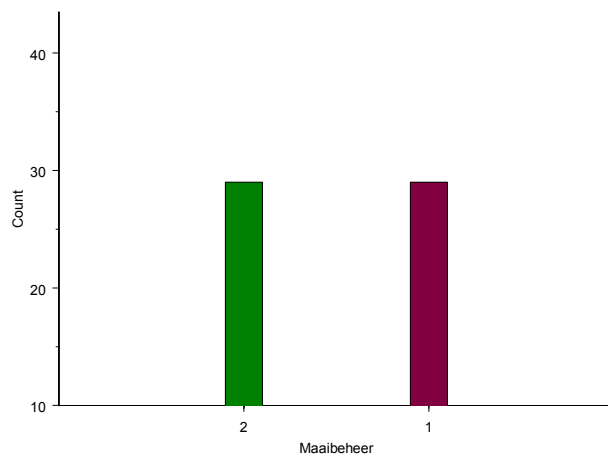


Aantal soorten: Variantie min of meer stabiel (homogeen) naarmate de respons stijgt.



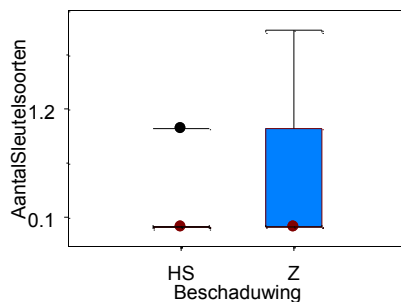
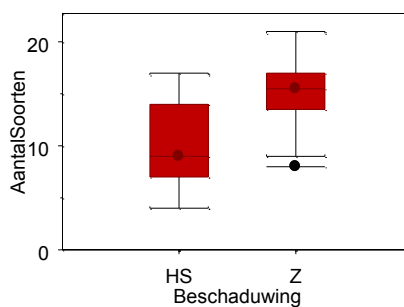
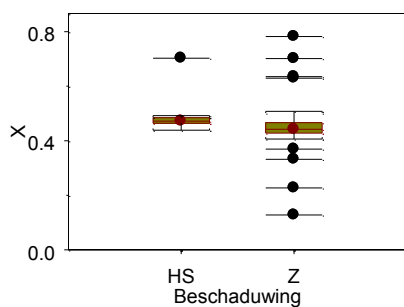
4. Verdeling verklarende variabelen

- Plots gelijkmatig verdeeld over 1x en 2x maaien.
- Slechts een beperkt aantal plots zijn dagelijks voor min. 50% beschaduwd door de kruin van nabijgelegen bomen.



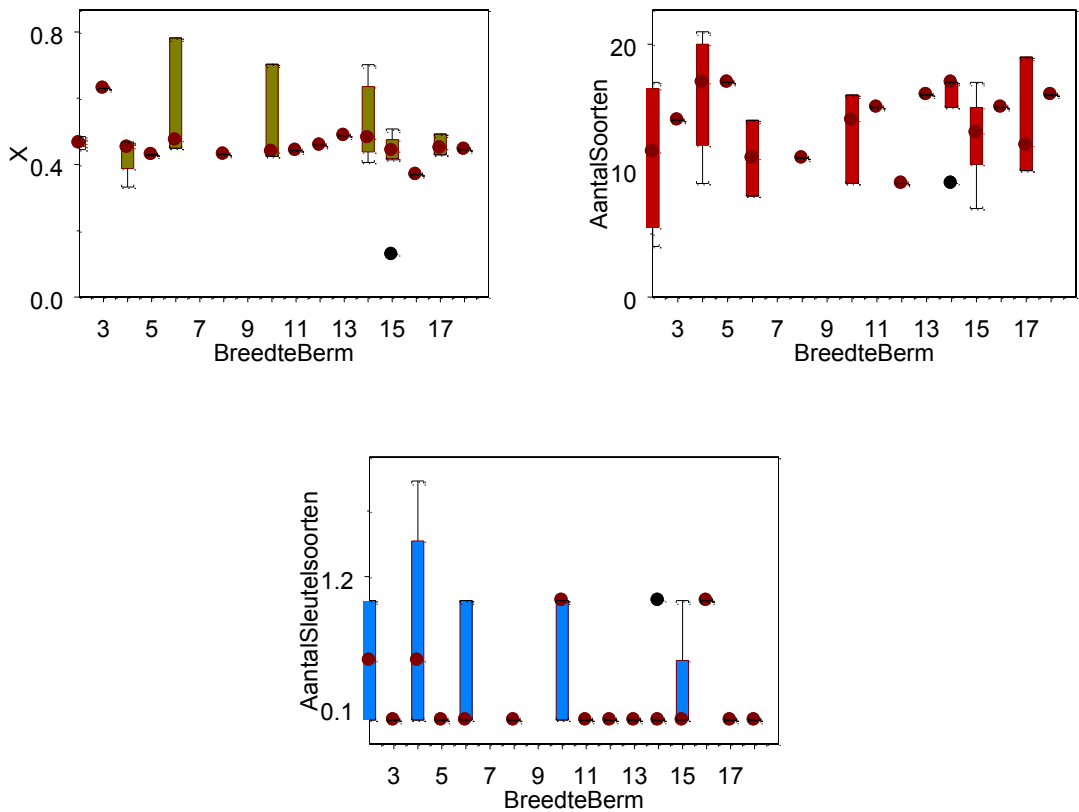
5. Verband tussen respons en de variabele beschaduwing voor de metingen uitgevoerd in 2010 (T0-eerste deel)

- beperkt verband voor X en beschaduwing; meer uitgesproken verband tussen beschaduwing en aantal soorten;
- zowel positieve als negatieve uitschieters voor X op niet beschaduwde standplaatsen;
- Over het algemeen hoger aantal soorten op niet beschaduwde standplaatsen.



Verband tussen respons en de variabele breedte berm voor de metingen uitgevoerd in 2010 (T0-eerste deel)

- geen verband tussen de responsvariabelen en de breedte van de berm.



6. Zijn er collineaire variabelen?

Cell Contents	
Chi-square contribution	N
N / Row Total	
N / Col Total	
N / Table Total	

Total Observations in Table: 236

myData\$Maaibeheer	myData\$Schaduw		Row Total
	HS	Z	
1	16	98	114
	0.906	0.196	0.483
	0.140	0.860	
	0.381	0.505	
	0.068	0.415	
2	26	96	122
	0.847	0.183	

	0.213	0.787	0.517
	0.619	0.495	
	0.110	0.407	
Column Total	42	194	236
	0.178	0.822	

Statistics for All Table Factors

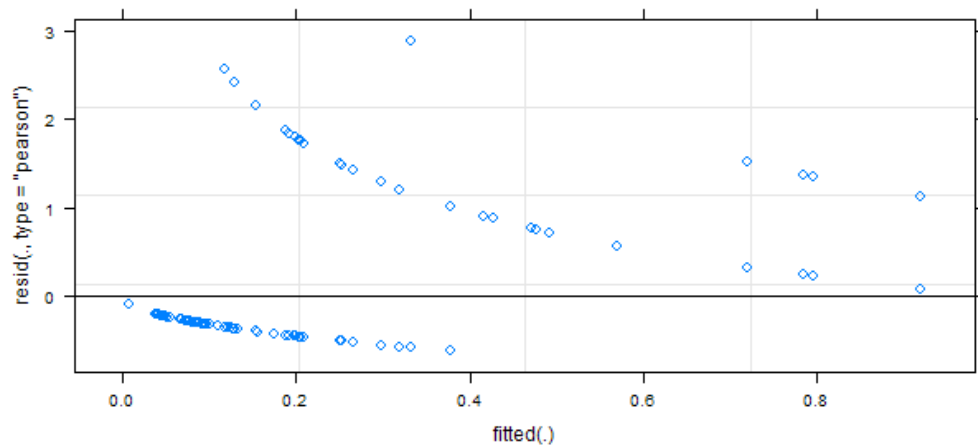
Pearson's Chi-squared test

Chi² = 2.132835 d.f. = 1 p = 0.1441739

Pearson's Chi-squared test with Yates' continuity correction

Chi² = 1.664452 d.f. = 1 p = 0.1970033

Validatieplot voor het definitieve regressiemodel



Afstandsmaat X

Modelkeuze

```
Data: myData
Models:
f6: X ~ Schaduw + Breedte + (1 | Code)
f5: X ~ Maaibeheer + Schaduw + Breedte + (1 | Code)
f4: X ~ Maaibeheer + Schaduw + Breedte + Maaibeheer * schaduw + (1 |
f4:   Code)
f3: X ~ Maaibeheer + Schaduw + Breedte + Maaibeheer * schaduw + Tijdstip +
f3:   (1 | Code)
f2: X ~ Maaibeheer + Schaduw + Breedte + Maaibeheer * schaduw + Breedte *
f2:   schaduw + Tijdstip + (1 | Code)
f1: X ~ Maaibeheer + Schaduw + Breedte + Maaibeheer * Breedte + Maaibeheer *
f1:   schaduw + Breedte * schaduw + Tijdstip + (1 | Code)
      Df      AIC      BIC    logLik deviance  chisq chi Df Pr(>Chisq)
f6  5 844.07 861.39 -417.04   834.07
f5  6 844.94 865.73 -416.47   832.94 1.1280      1    0.2882
f4  7 846.63 870.87 -416.31   832.63 0.3173      1    0.5733
f3  8 848.36 876.07 -416.18   832.36 0.2692      1    0.6039
f2  9 850.31 881.48 -416.15   832.31 0.0480      1    0.8265
f1 10 851.38 886.02 -415.69   831.38 0.9235      1    0.3366
```

Uiteindelijke model

Aantal.soorten $Y_{ij} = \alpha + \beta_1 \text{Maaibeheer}_{ij} + \beta_2 \text{Schaduw}_{2ij} + \beta_3 \text{Breedte}_{ij} + a_i + \epsilon_{ij}$

$$a_i \sim N(0, \sigma^2); \epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$$

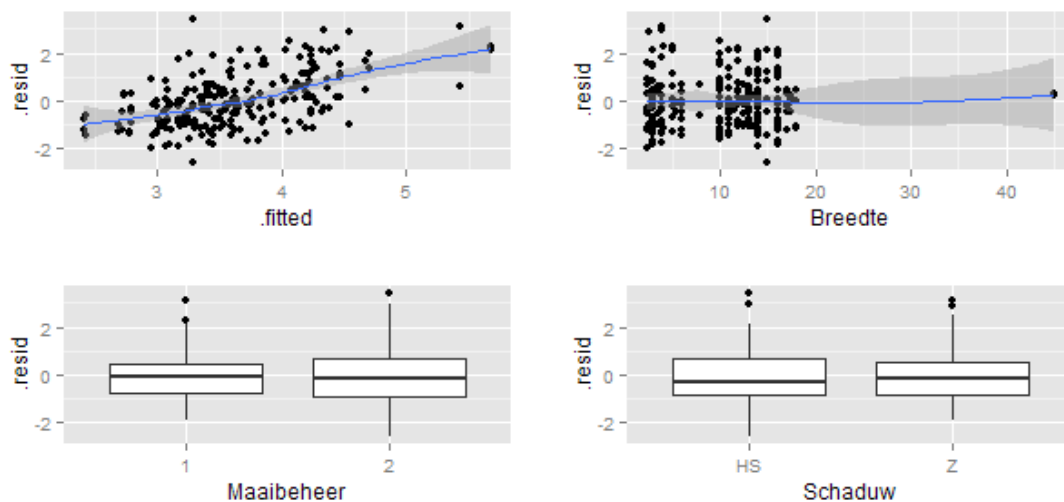
	Estimate	Std. Error	t value
(Intercept)	3.65586	0.34401	10.627
Maaibeheer2	-0.22786	0.21775	-1.046
SchaduwZ	0.48103	0.28247	1.703
Breedte	-0.03061	0.0185	-1.655

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value
Maaibeheer	1	1.3825	1.3825	0.9054
Schaduw	1	3.6508	3.6508	2.391
Breedte	1	4.1819	4.1819	2.7388

Betrouwbaarheidsintervallen

	2.5 %	97.5 %
.sig01	0.41977467	0.987711753
.sigma	1.09334084	1.411799126
(Intercept)	2.98771883	4.324000744
Maaibeheer2	-0.65079109	0.195065292
SchaduwZ	-0.06759372	1.029648886
Breedte	-0.06653523	0.005313993

Validatieplots voor het definitieve regressiemodel



Referenties

- Adriaens T., Peymen J. & Decler K.. 2007. Natuurverbindingsgebieden in Vlaanderen: achtergronden, afbakening en mogelijke inrichting. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2007.14, Brussel, 160 pp.
- Aeolus. 2000. Fauna-elementen op de wegbermen langs de autosnelweg E314.
- Auestad I, Rydgren K & Økland R.H. 2008. Scale-dependence of vegetation-environment relationships in semi-natural grasslands. *Journal of vegetation science* 19: 139–148.
- Bakker J.P. 1989. Nature management by grazing and cutting: on the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 400 pp.
- Bianchi F.J.J.A., Booij C.J.H. & Tschardt T.. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society of London Biological sciences*: 1715–1727.
- Signal E.M. & McCracken D.I. 1996. Low-Intensity Farming Systems in the Conservation of the Countryside. *Journal of Applied Ecology* 33(3): 413–424.
- Bonte A.J., Hazebroek E., van Hengel L.C., Keizer P.J., Sykora K.V. & Schaminee J.H.J. 1997. Botanische kwaliteit van bermen in het agrarisch landschap. RW-DWW rapport nr. DWW-97-092: 58 pp.
- Brandes D & Oppermann F. 1995. Straßen, Kanäle und Bahnanlagen als lineare Strukturen in der Landschaft sowie deren Bedeutung für die Vegetation. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* 7, 89–110.
- Cousins S.A.O., Lavorel S. & I. Davies. 2003. Modelling the effects of landscape pattern and grazing regimes on the persistence of plant species with high conservation value in grasslands in south-eastern Sweden. *Landscape Ecology* 18: 315–332.
- Defoort T. 1996. Natuurontwikkeling in de Leievallei tussen Deinze en Kortrijk. Delen 1 & 2. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Brussel.
- Dumortier M., De Bruyn L., Verscheure C., Vandecasteele B., Paelinckx D., Wils C., De Becker P. & E. Kuijken. 2003. Graslanden. In: Dumortier M., De Bruyn L., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Weyembergh G., van Straaten D. & Kuijken E. 2003. *Natuurrapport 2003. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud* 21, 352 pp.
- Forman R.T.T. & L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207–31.
- Forman R.T. T., Sperling D., Bissonette J.A., Clevenger A.P., Cutshall J.A., Dale V.H., Fahrig L., France R., Goldman C.R., Heanue K., Jones J.A., Swanson F.J., Turrentine T., Winter T.C. 2003. *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington, 481 pp.
- Godefroid, S. & Tanghe, M., 2000.- Influence of small climatic variations on the species composition of roadside grasslands. *Phytocoenologia* 30/3-4: 655–664.
- Heutz G. & Paelinckx D. 2005. Natura 2000 habitats: doelen en staat van instandhouding. Versie 1.0 (ontwerp). Onderzoeksverslag Instituut voor Natuurbehoud en Afdeling Natuur. IN.O.2005.03. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.

- Huhta A., Rautio P., Tuomi J. & K. Laine. 2001. Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow : short-term and predicted long-term effects. *Journal of vegetation science* 12: 677-686.
- Jansen, I. & P. Quataert 2013. Een intuïtieve inleiding op de mixed model regressietechniek, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2013/03, INBO.
- Janssens L. & K. Claus (red.) 1996. Vademecum Natuurtechniek. Inrichting en beheer van wegen. AMINAL, Werkgroep Natuurtechnische Milieubouw, D/1996/3241/185.
- Jantunen J., Saarinen K., Valtonen A. & S. Saarnio. 2006. Grassland vegetation along roads differing in size and traffic density. *Annales Botanici Fennici* 43: 107-117.
- Jantunen J., Saarinen K., Valtonen A. & Saarnio S. 2007. flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. *Applied Vegetation Science* 10(2): 285-292.
- Klimes L. & J. Klimesova 2002. The effect of mowing and fertilization on carbohydrate reserves and regrowth of grasses: do they promote plant coexistence in species-rich meadows? *Evolutionary Ecology* 15: 363-382.
- Lamers L., Lucassen E., Smolders F., Roelofs J. 2005. Fosfaat als adder onder het gras bij 'nieuwe natte natuur'. *H2O* 17: 28-30.
- Leo F. A. & J.H. Spijker. 1994. Groenwerk: praktijkboek voor bos, natuur en stedelijk groen. Misset: Doetinchem. ISBN 90-801112-1-X, 692 pp.
- Maron J.L. & R.L. Jefferies. 2001. Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity and nitrogen retention. *Ecological Applications* 11: 1088-1100.
- Melman P.J.M., Verkaar H.J.P.A. & H. Heemsbergen. 1990. De effecten van inrichting en beheer op wegbermvegetaties. *De Levende Natuur* 2: 53-59.
- Munguira M.L. & J.A. Thomas. 1992. Use of road verges by butterfly and burnet populations and the effect of roads on adult dispersal and mortality. *Journal of applied ecology* 29: 316-329.
- Noordijk J., Schaffers A.P. & K.V. Sykora. 2008. Diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) in roadside verges with grey hair-grass vegetation. *European Journal of Entomology* 105: 257-265.
- Nordbakken J.F., Rydgren K., Auestad I. & Austad I. 2010. Successful creation of species-rich grassland on road verges depend on various methods for seed transfer. *Urban Forestry & Urban Greening* 9: 43-47.
- Oomes M.J.M. & Mooi H. 1981. The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition and production of an Arrhenatherion elatioris grassland. *Vegetatio* 47:233-239.
- Oomes M.J.M. 1988. Het effect van verschrallend beheer op productie en soortenrijkdom van grasland. In: Verkaar H.J.P.A. & P.J. M. Melman. 1988. Verslag van de workshop beheer grazige wegbermen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Delft, 59 pp.
- Paelinckx D., Sannen K., Goethals V., Louette G., Rutten J. & Hoffmann M. 2009. Gewestelijke doelstellingen voor de habitats en soorten van de Europese Habitat- en Vogelrichtlijn voor Vlaanderen. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2009.6.

- Parr T.W. & J.M. Way 1988. Management of roadside vegetation: the long term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073-1087.
- Raman M. 2009. Voorstel voor evaluatie van het bermbeheer langs de gekanaliseerde Leie. Advies van het Instituut van natuur- en bosonderzoek.
- Raman M & De Becker P 2012. Biotische afbakening van het Alopecurion in Vlaanderen. What's in a name? Rapport van het Instituut van natuur- en bosonderzoek, INBO.R.2012.60.
- Raman M., Vanderhaeghe F. 2011. Natuurdoelstellingen voor de oevers van de Leie. Richtinggevend plan voor oeverherstel langs de Leie. Rapport van het Instituut voor natuur- en bosonderzoek.
- R Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Schaffers A.P., Vesseur M.C. & K.V. Sykora. 1998. Effects of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35: 349-364.
- Stottele T. 1994. Vegetation und Flora am Straßennetz westdeutscher Landschaften. Standorte – Naturschutzwert – Pflege. Dissertation, Universität Göttingen.
- Sykora K.V., De Nijs L.J. & T.A.H. M. Pelsma. 1993. Plantengemeenschappen van Nederlandse wegbermen. Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht, 280 pp.
- Sykora K.V., Kalwij J.M. & P.J. Keizer. 2002. Phytosociological and floristic evaluation of a 15-year ecological management of roadside verges in the Netherlands. *Preslia* 74: 421-436.
- Tanghe, M. & Godefroid S. 2001.- Roadverge grasslands in Southern Belgium and their conservation value. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 45: 147-153.
- Tikka P.M., Högmander H. & Koski P.S.. 2001. Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape Ecology* 16: 659-666.
- Tikka P.M., Koski P.S., Kivelä R.A. & Kuitunen M.T. 2000. Can Grassland Plant Communities Be Preserved on Road and Railway Verges? *Applied Vegetation Science* 3(1): 25-32.
- T'Jollyn, F., Bosch, H., Demolder, H., De Saeger, S., Leyssen, A., Thomaes, A., Wouters, J., Paelinckx, D. & Hoffmann, M. 2009. Criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de NATURA 2000-habitattypen, versie 2.0. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2009.46.
- Valtonen A., Saarinen K. & J. Jantunen. 2006. Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. *Animal Biodiversity and Conservation* 29(2): 133-148.
- Van De Haterd, R.J.W., van den Hengel, B. & Keizer, P.J. 2009. Lange termijn effecten van maaibeheer in wegbermen. *De Levende Natuur* 110(2): 88-94.
- Verboven A. 2005. Voorstel voor Bermbeheerplan Gouden Leie. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud, IN.A.2005.122.
- Verboven A., Raman M., & Declerck K. 2008. Verkennende ecologische gebiedsvisie voor de vallei van de Gouden Leie (Wervik-Deinze). Instituut voor natuur- en bosonderzoek, INBO.R.2008.32.

- Vermeulen H.J.W. & P.F.M. Opdam. 1995. Effectiveness of roadside verges as dispersal corridors for small ground-dwelling animals: a simulation study. *Landscape and Urban Planning* 31: 233-248.
- Way J.M. 1977. Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biological Conservation* 12, 65-74.
- Wickham H. 2012. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer New York, 2009.
- Zwaenepoel A. 1993. Beheer en typologie van wegbermvegetaties in Vlaanderen. Ongepubliceerde doctoraatverhandeling, RUG, 1150 pp.
- Zwaenepoel A. 1998. Werk aan de berm! Handboek botanisch bermbeheer. Stichting Leefmilieu vzw/Kredietbank i.s.m. AMINAL afdeling Natuur, Brussel, 295 pp.
- Zwaenepoel A. 2000. Veldgids: ontwikkeling van botanisch waardevol grasland in West-Vlaanderen. Provincie West-Vlaanderen, Brugge, 99 pp.
- Zwaenepoel A, T'Jollyn F., Vandenbussche V. & M. Hoffmann 2002. Systematiek van natuurtypen voor het biotoop grasland. Uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud (IN), Universiteit Gent (RUG) en de West-Vlaamse Intercommunale voor Economische Expansie, Huisvestingsbeleid en Technische Bijstand (WVI). In opdracht van AMINAL afdeling Natuur, 532 pp.