



INSTITUUT
NATUUR- EN
BOSONDERZOEK

Referentieonderzoek nutriënten voor het bepalen van de kwaliteit van Europees beschermde duinhabitats

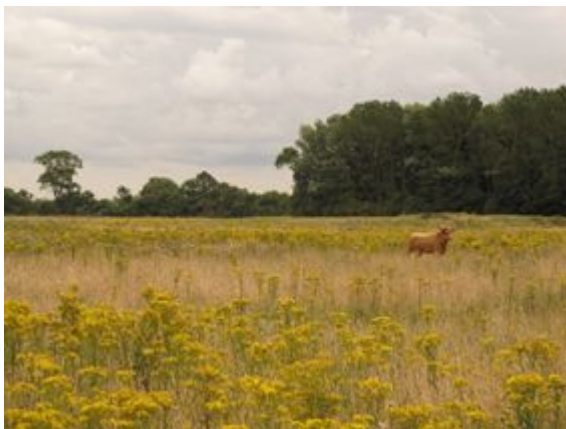
Hoe problematisch zijn fosfaten aan de kust?

Studie in opdracht van het Agentschap voor Natuur en Bos

AGENTSCHAP
NATUUR & BOS



Vlaanderen
is natuur



Sam Provoost, Pieter Vangansbeke, Maud Raman, Floriaan D'Hulster, Stephanie Schelfhout, Kris Verheyen & An De Schrijver

Inhoud	1
Samenvatting	3
1. Probleemstelling en doelstelling	4
2. Achtergronden	5
2.1 Nutriënten en soortenrijke graslanden	5
2.2 Stikstof in soortenrijke habitattypes	6
2.2.1 Bronnen van stikstof	6
2.2.2 Stikstof in de bodem	7
2.2.3 Impact van stikstof op soortenrijkdom	7
2.3 Fosfor in soortenrijke habitattypes	9
2.2.1 Bronnen van fosfor	9
2.2.2 Fosfor in de bodem	10
Beschikbaarheid van fosfor in de bodem	10
Invloed van het bodemtype	11
Invloed van zuurtegraad	12
Invloed van de grondwatertafel: interne eutrofiëring	13
2.2.2 Impact van fosfor op soortenrijkdom	14
2.4 Stikstof én fosfor in soortenrijke habitattypes	15
2.4.1 Impact op biodiversiteit	15
2.4.2 Impact op biomassaproductie	17
2.4.3 Herstel van soortenrijke natuur na N- en P-bemesting	17
3. Methodiek	20
3.1. Studiegebied	20
3.2. Selectie van proefvlakken	20
3.3. Vegetatie	22
3.4. Bodem	22
4. Resultaten	26
4.1 Vegetatie	26
4.1.1. TWINSPAN classificatie	26
4.1.2. Ontkalkt duingrasland	34
4.1.3. Kalkrijk mosduin en duingrasland	35
4.1.4. Matig soortenrijk (duin)grasland met duizendblad en knolboterbloem	39
4.1.5. Voedselrijk grasland	40
4.1.6. Vegetatie van oude duinvalleien met elementen van het Dotterbloem-verbond	42
4.1.7. Voedselrijk nat grasland	42
3.1.8. Natte graslanden met elementen van het Zilverschoon-Verbond	43
4.1.9. Jonge duinvalleivegetaties	45
4.2. Verkenning van de bodemkarakteristieken	46
4.3. Biomassaproductie en fosforafvoer	51
	1

4.4 Stikstof- en fosforlimitatie van de graslanden	54
5. Referentiekader	56
5.1 Ontwikkeling en landschappelijke positie	56
5.2 Bodemvereisten voor duingraslanden en vochtige duinvalleien	57
5.3 Grondwatervereisten voor vochtige duinvalleien	61
5.4 Streefwaarden voor beschikbare fosfor	63
6. Maatregelen tot herstel	70
6.1 Abiotisch herstel: verschralingsmaatregelen	70
6.1.1 Ontgronden	71
6.1.2 Maaien en afvoer van maaisel	72
6.1.3 Uitmijnen	74
6.2 Biotisch herstel	76
6.2.1 Methodes voor herintroductie	77
6.2.2 Vergelijking van methodes	82
6.2.3 Ondersteunende maatregelen op het doelperceel	82
6.2.4 Lokaal vs. niet-lokaal materiaal	84
6.3 Chopperen	85
6.4 Herstel van ecologisch waardevol bos	86
6.4.1 Theoretische achtergrond	86
6.4.2 Toegepast op het studiegebied	89
6.5 Verstuiving	93
6.6 Structureel landschapsherstel	93
7. Achtergrondinfo bij de berekeningen verschralingsduur	95
8. Gegevens van vegetatie, bodem en mogelijke herstelmaatregelen	97
8.1 Deelgebied Cabour-Garzebekeveld	97
8.2 Deelgebied De Westhoek-Krakeelduinen	103
8.3 Deelgebied Houtsaegerduinen-Oosthoek-Noordduinen	109
8.4 Deelgebied de Doornpanne	118
8.5 Deelgebied Ter Yde-Labeurhoek-Groenendijk	125
8.6 Deelgebied IJzermonding-Schuddebeurze	131
8.7 Deelgebied D'Heye	135
8.8 Deelgebied Bossen van De Haan	141
8.9 Deelgebied Heist	143
8.10 Deelgebied Zwinduinen-Oude Hazegraspolder	145
9. Besluit	152
10. Referenties	154

Samenvatting

De vertaling van het Europese natuurbeleid (Habitat- en Vogelrichtlijn) naar regionaal niveau gebeurt via een reeks van instandhoudingsdoelstellingen. Kwantitatieve doelstellingen voor voor de speciale beschermingszone 'Duingebieden inclusief IJzermonding en het Zwin' (HBE2500001) omvatten een substantiële uitbreiding van duingrasland (2130), duinheide (2150), vochtige duinvalleien (2190) en duinbos (2180). De realisatie van deze doelen zal ten dele moeten gebeuren in gebieden gelegen op de overgang van duinen naar polders waar het actueel of voormalig agrarisch gebruik hebben geleid tot een sterke achteruitgang van de natuurwaarden. Bij natuurontwikkeling in deze gebieden worden we geconfronteerd met een aantal specifieke problemen zoals nivellering van terreinen, verdroging en (over)bemesting. Dit laatste aspect vormde de aanleiding voor dit project, waarin de nutriëntenstatus en de vegetatie van referentiegebieden en van voormalige landbouwgronden gedetailleerd bekeken werd om vervolgens de mogelijkheden en knelpunten voor herstel weer te geven. Om een inschatting te maken van de nutriëntenstatus werd het volgende uitgevoerd: analyse van bodemstalen, het inschatten van de biomassa-productie en de chemische analyse van dit plantaardig materiaal.

In een referentiekader werden de belangrijkste standplaatsvereisten van soortenrijke duingraslanden en duinvalleien bepaald. Er zijn 2 ambitieniveaus -richtwaarden voor P-Olsen- vooropgesteld die het herstel van enerzijds soortenrijke duingraslanden en duinvalleien en anderzijds matig voedselrijke bloemrijke hooilanden beogen. Vervolgens werd bestudeerd welke hersteltermijnen nodig zijn om deze twee ambities te realiseren. Op verschillende percelen hebben we actueel reeds een interessante vegetatie en volstaat een onderhoudsbeheer. Voor vele andere onderzochte percelen bleek één van beide ambitieniveaus een haalbare kaart, mits een herstelmaatregel wordt uitgevoerd. Meer nog, meer dan de helft van de percelen kan omgevormd worden tot soortenrijke duingraslanden of duinvalleien. In de meeste gevallen volstaat een doorgedreven intensief maaibeheer met afvoeren (twee keer maaien/jaar). Voor de meer voedselrijke percelen stellen we een verschraling voor via uitmijnen of maaibeheer met het oog op het creëren van bloemrijke, meer soortenrijke graslanden. Voor de onderzochte percelen in de Belvédère, Zwinduinen (Kleyne Vlakte) en Oostvoorduinen zijn de resultaten hoopvol. In de duinzoom van Cabour-Garzebekeveld, Oosthoekduinen, D'Heye en Hazegras dienen zwaardere inspanningen voor verschraling geleverd te worden. Voor sommige percelen kan overwogen worden om af te graven, gezien de verhoogde voedselrijke condities en de ondiepe fosforgradiënt. Indien men wenst over te gaan tot afgraven is het wenselijk op dat perceel een bijkomende bodembemonstering uit te voeren om meer vlakdekkend uitspraken te kunnen maken. Er worden verder gebiedsspecifieke aanbevelingen gemaakt voor het inzetten van verstuiwing als mogelijke herstelmaatregel. Bij biotoopherstel op voormalige landbouwgrond stuiten beheerders verder op biotische bottlenecks, zoals het ontbreken van een zaadbank van doelsoorten in de bodem. Er wordt in dit rapport dieper ingegaan op mogelijke biotische herstelmaatregelen, en mogelijke voorafgaande maatregelen zoals chopperen om het vestigen van kruiden te realiseren op percelen met een dichte grasmat.

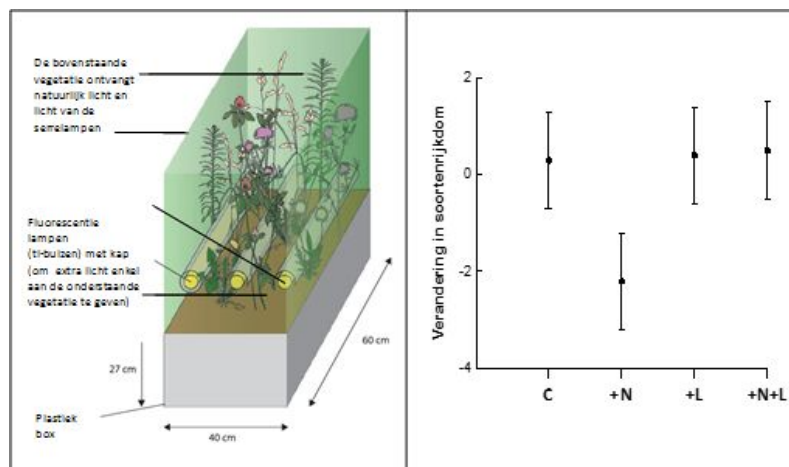
1. Probleemstelling en doelstelling

De vertaling van het Europese natuurbeleid (Habitat- en Vogelrichtlijn) naar regionaal niveau gebeurt via een reeks van instandhoudingsdoelstellingen. Kwantitatieve doelstellingen voor de speciale beschermingszone 'Duingebieden inclusief IJzermonding en het Zwin' (H BE2500001) omvatten een substantiële uitbreiding van verschillende habitattypes, waaronder duingrasland (2130), duinheide (2150), vochtige duinvalleien (2190) en duinbos (2180). Daarbovenop wordt een kwaliteitsverbetering nagestreefd binnen het huidig areaal van deze typen. De realisatie van deze doelen zal ten dele moeten gebeuren in gebieden gelegen op de overgang van duinen naar polders waar het actueel of voormalig agrarisch gebruik hebben geleid tot een sterke achteruitgang van de natuurwaarden. Bij natuurontwikkeling in deze gebieden worden we geconfronteerd met een aantal specifieke problemen zoals nivellering van terreinen, verdroging en (over)bemesting. Dit laatste aspect vormt de aanleiding voor dit project. Eutrofiëring van de bodem leidt tot dominantie van een beperkt aantal competitieve plantensoorten waardoor de kenmerkende specialisten in de verdrinking geraken. De habitatkwaliteit neemt af en het wordt moeilijk om de beoogde instandhoudingsdoelstellingen te realiseren. In deze opdracht worden de nutriëntenstatus en de vegetatie van referentiegebieden (al dan niet in gunstige staat van instandhouding) en van voormalige landbouwgronden gedetailleerd bekeken om vervolgens de mogelijkheden en knelpunten voor herstel weer te geven.

2. Achtergronden

2.1 Nutriënten en soortenrijke graslanden

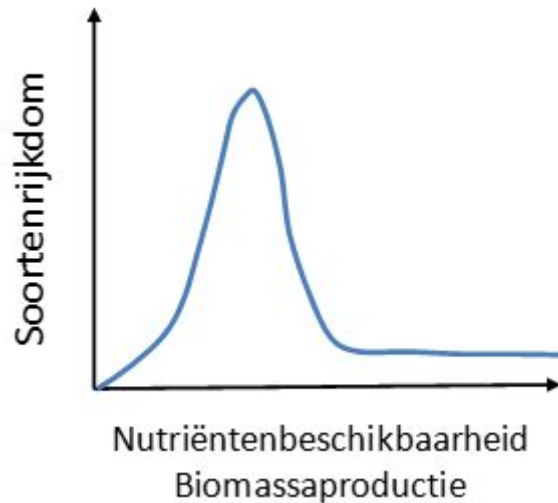
Om op voormalige landbouwgrond soortenrijke natuur te ontwikkelen is het vrijwel altijd noodzakelijk om de bodemvruchtbaarheid te verlagen. Nutriënten in de bodem vormen samen met licht en water de voedingsbronnen van planten. De bron of het nutriënt dat het meest limiterend is bepaalt de groeisnelheid en de biomassaproductie van planten het meest (Tilman, 1997). Als nutriënten niet limiterend zijn, neemt de groei van een beperkt aantal snelgroeiende plantensoorten toe ten koste van andere soorten. Deze hoogproductieve soorten overschaduwden door hun hoge groeisnelheid de minder productieve soorten, waarna deze door gebrek aan licht geen kans krijgen. Het gevolg is dat snelgroeiende, competitieve soorten domineren op voedselrijke bodems, wat leidt tot homogene vegetaties met lage biodiversiteit. De studie van Hautier et al. (2009) toonde dit effect mooi aan. Een kunstmatig nagebouwde soortenrijke graslandvegetatie werd al dan niet onderworpen aan bemesting en extra belichting (Figuur 2.1). Men stelde vast dat het aantal soorten significant afnam bij bemesting. Echter, wanneer via lampen licht werd toegediend aan de lagere vegetatie, kon de onderstaande vegetatie overleven en gingen geen soorten verloren.



Figuur 2.1: Schematische voorstelling van het experiment en de resultaten van Hautier et al. (2009). In een kunstmatig nagebouwde graslandvegetatie werden de effecten van bemesting (+N: toevoegen van stikstof, fosfor en kalium), belichting (L), belichting en bemesting (+N+L) op de soortenrijkdom bestudeerd in vergelijking met de controle waarin geen bemesting en extra licht werd toegediend (C). Bemesten (+N) had een sterk negatief effect op de soortenrijkdom. Wanneer naast nutriënten ook licht werd toegediend (+N+L) bleek de soortenrijkdom niet te dalen. Bron: Hautier et al. (2009).

Een te hoge nutriëntenbeschikbaarheid leidt tot een sterke homogenisering van de bodem en van de vegetatie (Tilman, 1997). In nutriëntenarme omstandigheden bestaat een grotere variatie in welk nutriënt al dan niet beschikbaar is, wat ook in de vegetatie resulteert in een grotere heterogeniteit en soortenrijkdom. Als er te weinig nutriënten aanwezig zijn zal de soortenrijkdom ook verder afnemen omdat maar een beperkt aantal plantensoorten kan

overleven. In het algemeen wordt dus aangenomen dat de soortenrijkdom van de vegetatie een klokcurve volgt (Figuur 2.2) in functie van nutriëntenbeschikbaarheid (de Humped-Back theorie van Grime (1973). Voor het herstel van de soortenrijkdom in graslanden uit voormalige landbouw moet de nutriëntenbeschikbaarheid dus meestal dalen.



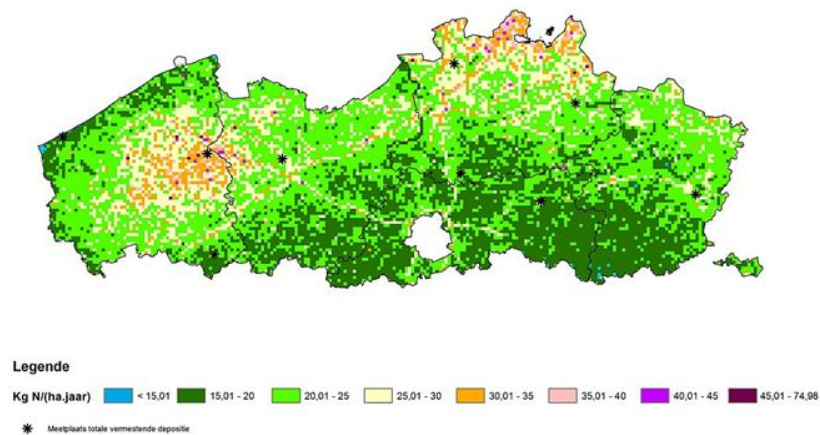
Figuur 2.2: Schematische voorstelling van het humped-back model van Grime (1973)

2.2 Stikstof in soortenrijke habitattypes

2.2.1 Bronnen van stikstof

Stikstof (N) is een van de belangrijkste voedingstoffen voor planten en cruciaal voor de groei van elk gewas. Zoals hoger beschreven zal een te hoge concentratie van stikstof leiden tot dominantie van enkele plantensoorten en een afname van de soortenrijkdom. Onder landbouwbeheer wordt meestal gestreefd naar dominantie van enkele soorten en wordt N opgebracht als onderdeel van verschillende meststoffen.

Ook graslanden die niet (meer) rechtstreeks bemest worden kunnen hinder ondervinden van een te hoge stikstofinput. Uitstoot van NH_x en NO_y door onder andere landbouw en transport doet de concentratie stikstof in onze atmosfeer sterk toenemen en door atmosferische depositie worden die stikstofdeeltjes in verhoogde mate afgezet in de omgeving. Dit fenomeen is sterk variabel in ruimte en tijd en bijvoorbeeld afhankelijk van de afstand en dominante windrichting ten opzichte van een stikstofbron (vooral voor depositie van NH_x , Figuur 2.3).



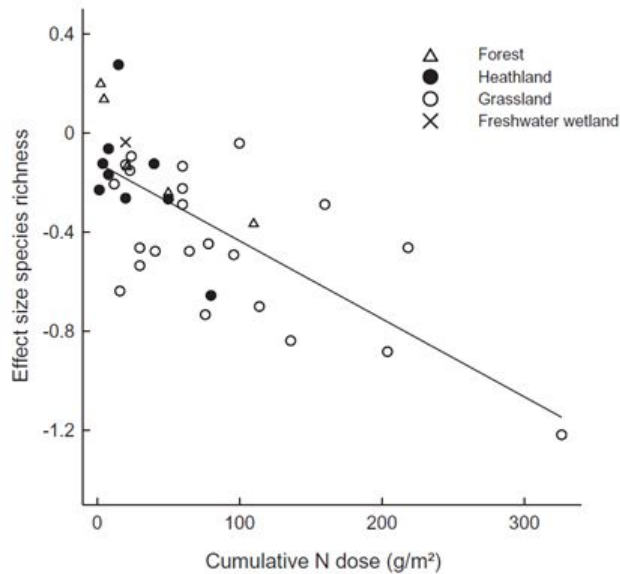
Figuur 2.3: Kaart met de atmosferische stikstofdepositie in Vlaanderen voor 2014, per hectare wordt er jaarlijks op sommige plaatsen tot 45 kg N afgezet. De ruimtelijke variatie is groot en de hoogste waarden worden opgetekend in streken met veel intensieve landbouw of in de nabijheid van belangrijke transportassen. Bron: Vlaamse Milieumaatschappij (2015).

2.2.2 Stikstof in de bodem

Stikstof is in de meeste landbouwbodems sterk mobiel, en spoelt makkelijk uit naar het grondwater of kan in natte omstandigheden vervluchtigen naar de atmosfeer (De Schrijver et al., 2013). Enkel als er veel negatief geladen deeltjes (organisch materiaal of kleipartikels) aanwezig zijn in de bodem kan stikstof tijdelijk accumuleren in de bodem. Deze eigenschappen zorgen er voor dat in de meeste gevallen bij een stopzetten van een stikstofbemesting de beschikbare stikstof voor de planten vlug zal afnemen (abiotisch herstel), wat een vlotte hervestiging van de doelvegetatie mogelijk maakt (Smits et al., 2008; Tilman en Isbell, 2015).

2.2.3 Impact van stikstof op soortenrijkdom

Zoals hoger beschreven zal een te hoge concentratie van stikstof leiden tot dominantie van enkele plantensoorten en een afname van de soortenrijkdom. Onder landbouwbeheer wordt meestal gestreefd naar dominantie van enkele soorten en wordt N opgebracht als onderdeel van verschillende meststoffen. Weilanden in of net uit landbouwbeheer worden dan ook vaak gedomineerd door enkele soorten, zoals Engels raigras (*Lolium perenne*) of gestreepte witbol (*Holcus lanatus*). In verschillende studies werd een rechtstreeks negatief effect gevonden van stikstof op de soortenrijkdom van graslanden (De Schrijver et al., 2011; Stevens et al., 2004) (Figuur 2.4).



Figuur 2.4: Een hogere cumulatieve stikstof dosis (via bemesting toegediend) leidt tot een lagere soortenrijkdom in verschillende ecosystemen. Bron: De Schrijver et al. (2011).

Hoewel de atmosferische depositie van N een stuk lager ligt dan traditionele bemesting kan dit een sterk negatief effect hebben op de vegetatie van kwetsbare soortenrijke graslanden binnen natura 2000. Verschillende habitattypes hebben een verschillende grens waarboven atmosferische stikstofdepositie de kwaliteit van het habitat significant zal aantasten, de kritische depositiewaarde (KDW) (Van Dobben et al., 2012). De natuurtypes die binnen de focus van dit project vallen zijn zeer gevoelig tot niet gevoelig voor stikstofdepositie (Tabel 1).

Tabel 2.1: Kritische depositiewaarde (KDW) voor de soortenrijke graslandtypes in het projectgebied. Bron: Van Dobben et al. (2012)

Habitattype	Natura 2000 code	KDW (kg N/ha)	Gevoeligheidsklasse
Duingrasland kalkrijk	H2130	15	zeer gevoelig
Duingrasland kalkarm	H2130	10	zeer gevoelig
Duinheide	H2150	15	zeer gevoelig
Duinbossen	H2180	15-31	zeer gevoelig tot gevoelig
Duinvalleien	H2190	15->34	zeer gevoelig tot niet gevoelig

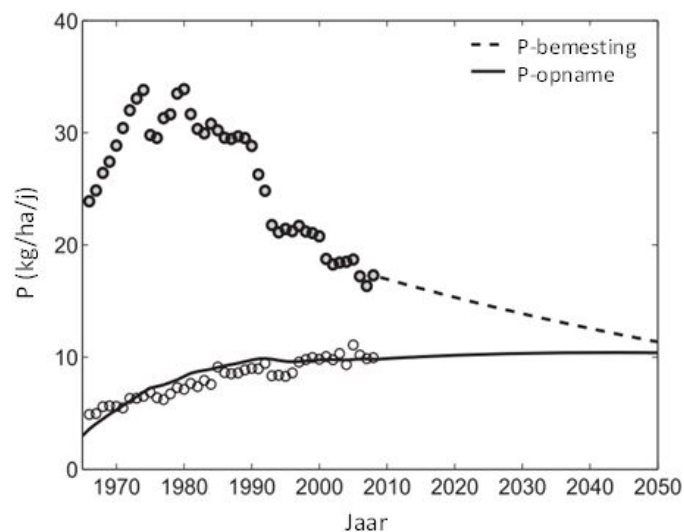
Voor een gunstige staat van instandhouding moet de depositie dalen tot onder de KDW voor deze habitattypes. Als de atmosferische depositie hoger is dan de KDW zal de soortenrijkdom binnen een habitattype achteruitgaan. Om de depositie te laten dalen moet de uitstoot van stikstof verminderd worden, zeker in de buurt van natura 2000 gebieden. Om dit

doel te bekomen is zowel in Nederland als in Vlaanderen een Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) in ontwikkeling. Dit beleidsinstrument moet samenwerking tussen overheden, natuurorganisaties, landbouwers en ondernemers versterken. Op die manier zou in de nabije toekomst de stikstofdepositie voor elk natura 2000 gebied onder de KDW-drempel moeten zakken, wat veerkrachtige natuur mogelijk maakt, terwijl er tegelijk ruimte blijft voor economische ontwikkeling. Het PAS-beleid vormt een grote uitdaging met moeilijk te verenigen belangen, maar een gunstige uitkomst is cruciaal voor het herstel van soortenrijke graslanden.

2.3 Fosfor in soortenrijke habitattypes

2.2.1 Bronnen van fosfor

Verhoogde concentraties aan fosfor (P) in de bodem zijn voornamelijk afkomstig uit bemesting. Voor de invoering van strenge bemestingsnormen werden landbouwbodems bemest met drijfmest of stalmest op basis van berekeningen waarbij voornamelijk rekening gehouden werd met N. In organische mest zit ongeveer twee à zes keer meer N dan P (Smith et al., 1998). Daarnaast zit er gemiddeld zo'n negen keer meer stikstof (N) dan P in landbouwgewassen. Dit maakt dat er systematisch meer P werd bemest dan gewassen werkelijk nodig hadden en dat P in de bodem accumuleerde (Figuur 2.5, Sattari et al. 2012). Voor 2000 werd systematisch zo'n 103 kg N en zo'n 24 kg P te veel bemest per hectare (Mulier et al., 2003). Sindsdien zijn de bemestingsnormen sterk aangescherpt, in Vlaanderen voorziet het huidige mestactieplan (MAP 5) dat de P-bemestingsnorm lager ligt dan de P-opname door gewassen. Hiermee zal een automatische en algemene verschraving van landbouwbodems op Vlaams niveau gepaard gaan.



Figuur 2.5: Illustratie van de gemiddelde bemesting versus de gemiddelde opname door gewassen van fosfor in West-Europa. De figuur illustreert dat systematisch meer P bemest werd dan effectief door gewassen kon worden opgenomen, wat resulteerde in een sterke accumulatie van fosfor in de bodem. Bron: Sattari et al. (2012).

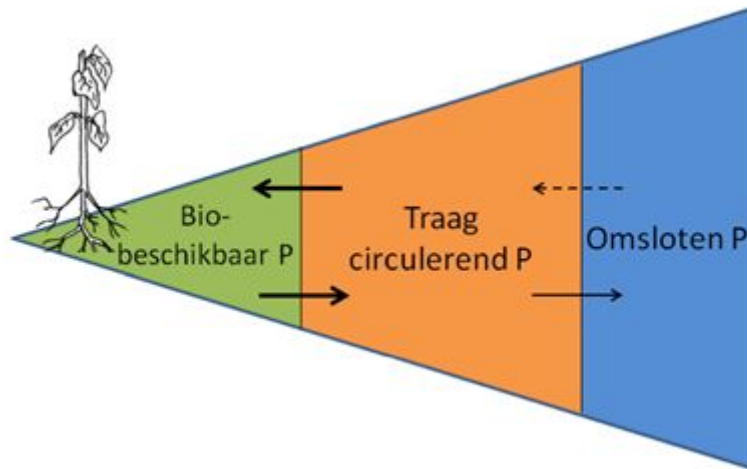
2.2.2 Fosfor in de bodem

Beschikbaarheid van fosfor in de bodem

In tegenstelling tot N accumuleert P zeer sterk in de bodem. Fosfor spoelt in de meeste bodems niet gemakkelijk uit en kan niet vervluchtigen, waardoor een jarenlange bemesting resulteert in een vaak extreem hoge voorraad aan P. Honderden tot zelfs duizenden jaren na stopzetting van het voormalige landbouwgebruik worden nog steeds verhoogde P concentraties in de bodem teruggevonden (Mclauchlan, 2007). Deze verhoogde P-concentraties in voormalige landbouwbodems worden door archeologen gebruikt om te lokaliseren welke sites in het verleden door mensen bezet werden (Mclauchlan, 2007).

Fosfor komt in de bodem voor in grofweg drie verschillende pools die verschillen in biobeschikbaarheid en met elkaar in evenwicht zijn (Figuur 2.6) (De Schrijver et al., 2013; Thomaes et al., 2012). Binnen een groeiseizoen kunnen planten slechts een klein deel van de totale bodem-P-voorraad opnemen.

1. De biobeschikbare of labiele P-pool is een vrij kleine pool die meestal maximaal 20% van de totale hoeveelheid P in de bodem omvat. Deze pool bestaat uit fosfaat (H_xPO_4) in de bodemoplossing, samen met anorganische en organische P die snel kan vrijgesteld of gedemineraliseerd worden uit de bodem. Fosfor in deze pool kan binnen één groeiseizoen worden opgenomen door planten. De biobeschikbare P-pool wordt hier gekwantificeerd door middel van de methode van Olsen en wordt dus ook Olsen-P (P_{ols}) genoemd.
2. De traag-circulerende of actieve P-pool bestaat uit anorganisch fosfaat geadsorbeerd aan calcium (Ca) of aluminium (Al) en ijzer (Fe), en organisch P. Deze pool staat in evenwicht met de biobeschikbare P-pool en wanneer de vegetatie P opneemt wordt deze terug aangevuld vanuit de traag-circulerende P-pool. De traag-circulerende pool staat voor fosfor die beschikbaar kan worden voor planten op de lange termijn. De traag-circulerende pool wordt bij chemische analyse bepaald door een extractie met oxalaat en wordt ook de Oxalaat-P (P_{ox}) genoemd.
3. De omsloten of gefixeerde P-pool blijft gedurende vele jaren in de bodem zonder beschikbaar te komen voor planten en heeft een geringe invloed op de plantengroei. Deze pool bestaat uit anorganische fracties die heel slecht oplosbaar zijn en organische fracties waarvan verondersteld wordt dat ze resistent zijn aan mineralisatie door micro-organismen in de bodem (De Schrijver et al., 2013). Een bodemanalyse van de totale hoeveelheid P omvat deze omsloten P-pool en kan daarom op zich niet veel vertellen over hoelang een verschralingstraject kan duren.

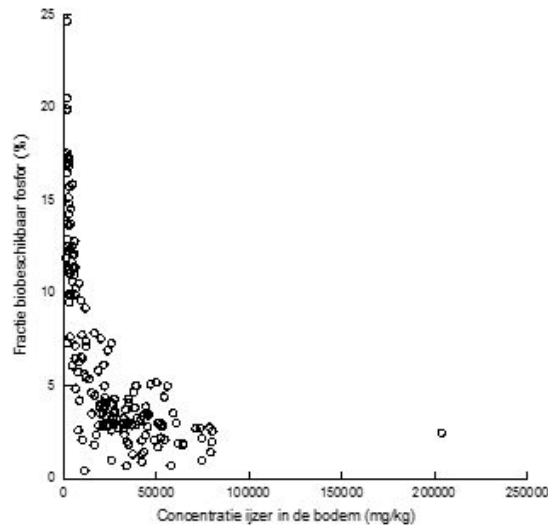


Figuur 2.6: De drie belangrijke P-pools in de bodem: de biobeschikbare pool kan gebruikt worden door planten binnen één groeiseizoen, de traag-circulerende pool kan beschikbaar worden voor planten op de lange termijn en van de omsloten pool wordt verondersteld dat deze geen/een geringe invloed heeft op plantengroei. Bron: De Schrijver et al. (2013b).

Invloed van het bodemtype

De grootte van de totale P-pool die kan worden vastgehouden is sterk afhankelijk van de textuur van de bodem, en van de concentraties ijzer (Fe), aluminium (Al) en calcium (Ca) die gebonden zijn op het uitwisselingscomplex. Deze kationen kunnen P binden. IJzerrijke bodems onder landbouwgebruik hebben bijvoorbeeld vaak significant hogere P-stocks dan ijzerarme bodems. De fosfor die gebonden wordt aan de kationen is niet biobeschikbaar, maar behoort tot de traag-circulerende fosforpool. Bodems met een hoger Fe-gehalte hebben daardoor een relatief lagere biobeschikbaarheid van P (verhouding biobeschikbaar t.o.v. totale P) (Figuur 2.7). Hetzelfde zou verwacht kunnen worden van kalkrijke bodems, maar uit de praktijk zijn hierrond weinig gegevens bekend. De lagere fractie biobeschikbaar P bij Fe- of Ca-rijke bodems is op zich gunstig voor herstel van soortenrijke graslanden. Maar als de biobeschikbare concentratie desondanks niet laag genoeg is, kan het door de hoge concentratie traag-circulerend P erg lang duren om de biobeschikbare P-concentratie te doen dalen.

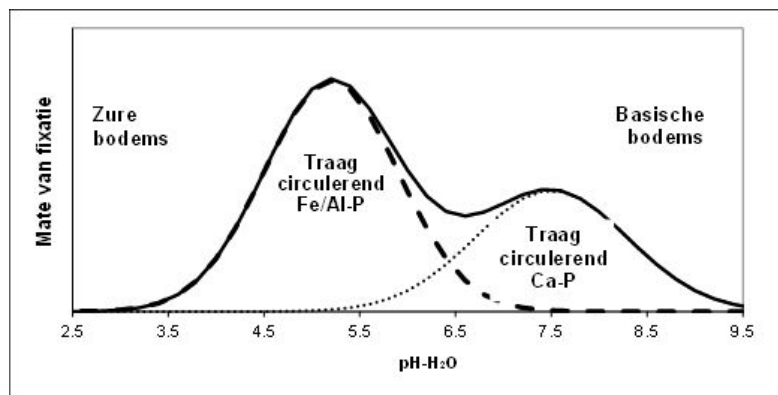
In het algemeen hebben zandbodems een lagere capaciteit tot binding van kationen, door hun lagere percentage klei en organisch materiaal en dus lagere concentraties Fe en Ca dan leem- en kleibodems. Hierdoor hebben zandbodems over het algemeen ook een lagere P-concentratie dan leem- en kleibodems en zijn ze gevoeliger voor P-verzadiging, waarbij de maximale hoeveelheid P opgenomen is door de bodem. Verder toevoegen van P resulteert in uitspoeling van P naar grondwater.



Figuur 2.7: In ijzerrijke bodems is een lagere fractie van de totale P-pool biobeschikbaar dan in ijzerarme bodems. Bron: Demey et al. (2015)

Invloed van zuurtegraad

De zuurtegraad van de bodem speelt eveneens een belangrijke rol in de verdeling van P over de verschillende fracties. In bodems met lage pH-H₂O waarden is P voornamelijk gebonden aan Al en Fe, terwijl in bodems met hoge pH-H₂O-waarden P voornamelijk gefixeerd is aan Ca (Figuur 2.8). Bij pH-H₂O-waarden lager dan 4.5 à 5 neemt de fixatie aan Fe en Al echter opnieuw af. Bodemverzuring kan dus aanleiding geven tot hogere biobeschikbaarheid van P. In de landbouwpraktijk wordt de bodem-pH doorsnee rond de pH-H₂O = 6 à 7 gehouden, omdat in dit pH-bereik de biobeschikbare fractie het hoogst is en nog geen risico bestaat tot vrijstelling van het giftige aluminium (zie De Schrijver et al., 2013b).



Figuur 2.8: Mate van fixatie van P in de bodem aan Fe, Al en Ca in relatie tot de bodemzuurtegraad (pH-H₂O). In bodems met lage pH is P sterk gebonden aan Fe en Al, terwijl in bodems met hogere pH P gebonden is aan Ca. Landbouwbodems worden meestal zodanig bekalft dat de pH schommelt rond 6.5, waarbij de minste fixatie optreedt. Bij pH-waarden lager dan vijf (niet vaak voorkomen in landbouwbodems maar wel in natuurgebieden) neemt de mate van fixatie aan Al en Fe weer af. Bodemverzuring kan dus tot hogere biobeschikbare P-concentraties leiden. Bron: De Schrijver et al. (2013b)

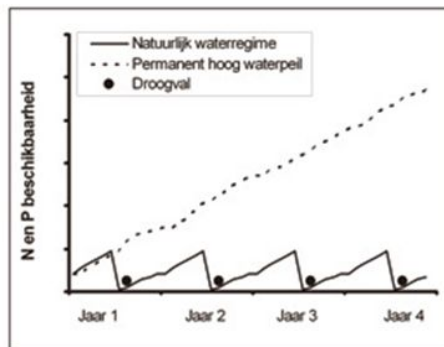
Invloed van de grondwatertafel: interne eutrofiëring

Met het oog op het herstel van waterafhankelijke habitats is vernatting vaak noodzakelijk. Vernatting kan echter ook leiden tot een toename van de biobeschikbare fosforfractie door zogenaamde interne eutrofiëring. Dit proces treedt vooral op als het aangevoerde grondwater arm is aan ijzer en/of calcium en een aanzienlijke fractie van de P in de bodem aan ijzer gebonden is. Bij vernatting vermindert de zuurstofconcentratie in de bodem, wat maakt dat een deel van het in de bodem aanwezige Fe reduceert van Fe^{3+} naar Fe^{2+} . De binding tussen Fe^{2+} en P is echter veel minder sterk dan tussen Fe^{3+} en P (van Gerven et al., 2011). Dit maakt dat vernatting resulteert in een mobilisatie van P in de bodemoplossing en een toename van de biobeschikbare fractie van P (Figuur 2.9). In droge doelvegetatietypes, zoals in de meeste percelen in het projectgebied, is het risico op interne eutrofiëring echter beperkt. Het periodiek laten droogvallen kan dan tijdelijk wat soelaas bieden (Figuur 2.10)

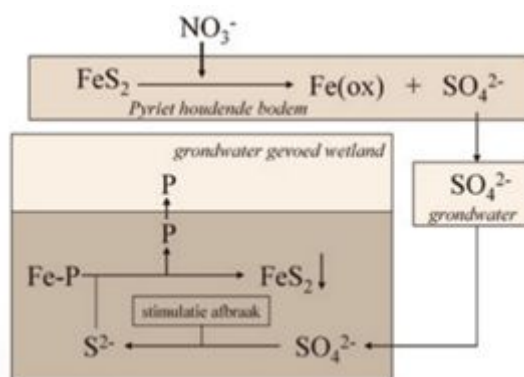


Figuur 2.9: Na vernatting van voormalige landbouwgrond treedt vaak eutrofiëring op door vrijstelling van fosfaat na reductie van Fe^{3+} naar Fe^{2+}

Het risico op interne eutrofiëring is eveneens gekoppeld aan de sulfaatconcentraties in het grondwater (Fig. 2.11). Om in te schatten of een bepaald perceel geschikt is om te vernatting is het zinvol om info te vergaren over de chemische samenstelling van het grondwater en van de bodem. Indien het grondwater zeer ijzerrijk is, is het risico op interne eutrofiëring kleiner omdat veel Fe wordt aangevoerd en zo de kans op fosfaatbinding verhoogt. Het grondwater moet wel voldoende doorstroming hebben zodat telkens nieuw Fe wordt aangevoerd. Indien de sulfaatconcentraties in het grondwater hoog liggen kan fosfaatmobilisatie optreden doordat sulfaten in competitie gaan om te binden met Fe (Fig. 2.11).



Figuur 2.10: Eutrofiëring na vernatting kan tijdelijk geremedieerd worden door het laten droogvallen van de percelen. Het biobeschikbaar P heeft tijdens de droge periode dan tijd om zich te binden aan Fe^{3+} , waardoor de biobeschikbaarheid tijdelijk terug afneemt. Bron: Smolders et al. 2003



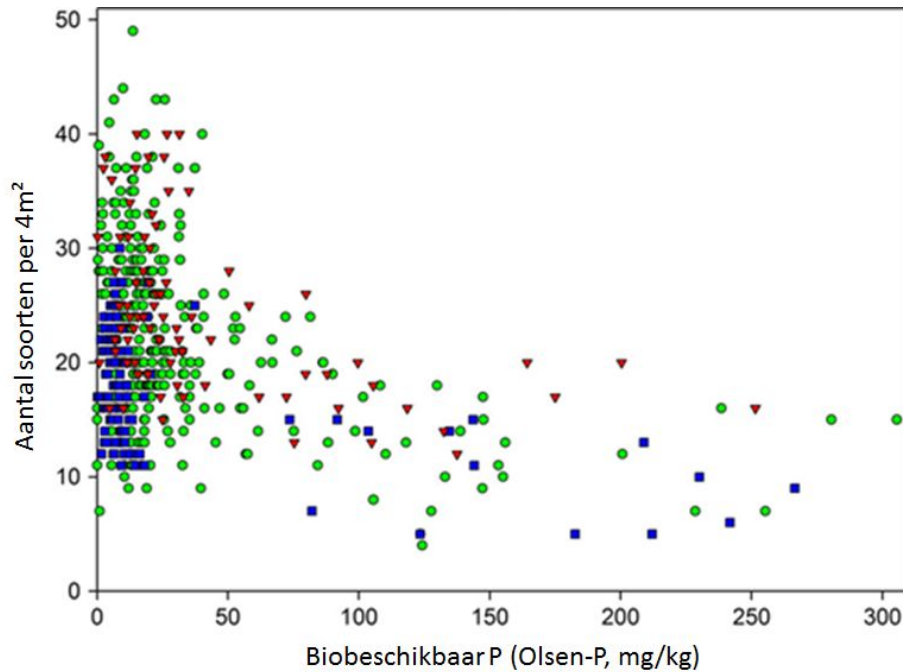
Figuur 2.11: Schematisch overzicht van de sulfaatproblematiek. De sulfaatcyclus verbindt de stikstofproblematiek met de fosfaatproblematiek. Deze kunnen dus niet los van elkaar worden opgelost. Wanneer pyriet (FeS_2) in de bodem aanwezig is, leidt nitraatuitspoeling tot hogere sulfaatconcentraties in het grondwater. Sulfaatrijk (grond)water leidt tot eutrofiëring van wetlands door fosfaatmobilisatie. De figuur werd overgenomen uit Smolders et al. (2006)

Om in te schatten of een risico bestaat op interne eutrofiëring wordt de (Fe-S)/P ratio (op molaire basis) in de bodem gehanteerd (De Schrijver et al. 2013). Deze ratio geeft een inschatting van de hoeveelheid ijzer die beschikbaar is voor fosfaatbinding. Wanneer deze ratio kleiner is dan vijf is het risico op fosfaatnalevering bij vernatting of in natte omstandigheden groot. Wanneer deze ratio groter is dan tien is het risico op fosfaatnalevering bij vernatting of in natte omstandigheden heel beperkt. Deze ratio wordt ook gebruikt in functie van het herstel van open water, o.a. in beleidsregels die zijn opgesteld door waterschappen in Nederland. Het is dus van belang om de P-stocks drastisch te verminderen voordat vernattingsmaatregelen uitgevoerd worden.

2.2.2 Impact van fosfor op soortenrijkdom

Zoals besproken in §1.2, neemt de plantensoortenrijkdom in een ecosysteem af bij een te hoge nutriëntenbeschikbaarheid door de dominantie van enkele competitieve soorten (Grime, 1973). Dat geldt zeker ook voor een hoge fosforbeschikbaarheid (Diekmann et al., 2014; Gilbert et al., 2009; Wassen et al., 2005). Ceulemans et al. (2014) bijvoorbeeld, vonden een

sterk negatief verband tussen biobeschikbaar fosfor (P_{ols}) en het aantal plantensoorten in verschillende soortenrijke graslandtypes (Figuur 2.12).



Figuur 2.12: Aantal plantensoorten per plot ten opzichte van biobeschikbaar fosfor (P_{ols}) voor drie verschillende habitattypes: kalkgraslanden (rode driehoeken), heischrale graslanden (groene cirkels) en glanshaverhooiland (blauwe vierkanten). Bemerk de sterke afname van soortenrijkdom bij een hoger niveau van fosfor. Bron: Ceulemans et al. (2014).

2.4 Stikstof én fosfor in soortenrijke habitattypes

2.4.1 Impact op biodiversiteit

De soortenrijkdom van graslanden wordt negatief beïnvloed door hoge gehalten aan nutriënten, dit geldt zowel voor stikstof als voor fosfor (zie §2.2 en §2.3). Maar is het nu voornamelijk een hoog gehalte aan fosfor of aan stikstof dat het grootste probleem vormt? Om dat te onderzoeken wordt dikwijls naar onverstoorde soortenrijke graslanden gekeken om te kijken of deze gelimiteerd worden door fosfor dan wel stikstof. Nutriëntenlimitatie wordt gekarakteriseerd door kritische grenswaarden van de nutriëntenconcentratie in de vegetatiebiomassa (Van De Riet et al., 2010) of door de verhouding van nutriëntenconcentraties (Güsewell, 2004; Mládková et al., 2015; Wassen et al., 2005). Typische grenswaarden zijn <14 mg N/g droge stof (dry matter; DM) en <0.7 mg P/g DM (Van De Riet et al., 2010). We spreken van co-limitatie van N en P als de N/P verhouding van de vegetatie tussen 10 en 20 (of tussen 13.5 en 16.5) ligt, bij een hoger gehalte N ten opzichte van P in het gewas is voornamelijk P-gelimiteerd, bij een lager gehalte eerder N-gelimiteerd (Mládková et al., 2015; M J Wassen et al., 2005).

Sommige auteurs stellen dat soortenrijkdom in graslanden gestuurd wordt door N-limitatie (Beltman et al., 2007; Venterink et al., 2001; van Oorschot et al., 1998). Van Duren en Pegtel (2000) screenen verschillende natte graslandgemeenschappen en toonden aan dat dotterbloemgraslanden en grote zeggenvegetaties op veenbodem gestuurd worden door N-limitatie en/of K-limitatie, en niet door P-limitatie. Dit wordt bevestigd door de studies van Koerselman en Verhoeven (1995) en Van De Riet et al. (2010). Verschillende auteurs die N-limitatie aantreffen benadrukken echter ook het belang van fosforbeschikbaarheid voor de soortenrijkdom en voor bedreigde plantensoorten. Herstel van fosforlimitatie zou meer kans hebben om de oorspronkelijke soortenrijkdom te verkrijgen, uiteraard indien andere factoren zoals dispersiemoeilijkheden geen beperkende rol spelen (Wassen et al., 2005).

Er zijn ook verschillende onderzoeken die wijzen op een nood aan P-limitatie voor een hoge soortenrijkdom (Gilbert et al., 2009; Gowing et al., 2002). Het sturen op limitatie van P blijkt cruciaal te zijn voor verschillende graslandtypes, zoals heischrale graslanden, glanshaverhooiland en kalkgrasland (Ceulemans et al., 2014; Fagan et al., 2008; Lucassen et al., 2008; Smolders et al., 2006; Wassen et al., 2005).

Ook co-limitatie van N en P (Ågren et al., 2012; Beltman et al., 2007; Elser et al., 2007; Harpole et al., 2011; Venterink et al., 2001) of N en K (Kemmers et al., 2001; Loeb et al., 2009; Venterink et al., 2001; Schaffers, 2002) wordt naar voor geschoven als belangrijk voor verschillende graslandtypes. Voor heischraal grasland, blauwgrasland en heide is het aannemelijk te veronderstellen dat zowel N als P limiterend zijn (Blanke et al., 2012; Demey et al., 2013; Van Duren en Pegtel, 2000). Voor bijvoorbeeld pimpernel/weidekervelgraslanden is er in de literatuur uiteenlopende informatie te vinden m.b.t. de nutriëntenlimitatie die speelt. Kemmers et al. (2001) vonden dat in pimpernel/weidekervelgraslanden zowel N als K een beperkende factor voor de productiviteit van de vegetatie vormt. Ook Loeb et al. (2009) en Schaffers (2002) vonden voor kievitsbloemhooilanden N-limitatie, mogelijks ook een co-limiterend effect van K. Gowing et al. (2002) en Gilbert et al. (2009) geven dan weer aan dat pimpernel/weidekervelgraslanden gestuurd worden door limitatie van P. Ook voor kalkgraslanden werd een co-limitatie van N en P gevonden die sterk gerelateerd was aan de hoge soortenrijkdom (Carroll et al., 2003; Niinemets en Kull, 2005).

Samenvattend wijzen verschillende onderzoeken voor verschillende graslandtypes op een nood aan N-limitatie, P-limitatie of P-N-co-limitatie. Ook andere factoren kunnen de groei limiteren, zoals droogtestress en zo de soortenrijkdom beïnvloeden. Er is nog steeds nood aan bijkomend onderzoek naar de samenhang tussen verschillende limiterende factoren voor groei en hun effect op soortenrijkdom in verschillende graslandtypes onder verschillende omstandigheden. Het is wel duidelijk dat zowel een hoge P-concentratie als een hoge N-concentratie negatief kunnen zijn voor soortenrijkdom in graslanden. Voor een abiotisch herstel moet over het algemeen dus de beschikbaarheid van P en/of N verlaagd worden.

2.4.2 Impact op biomassaproductie

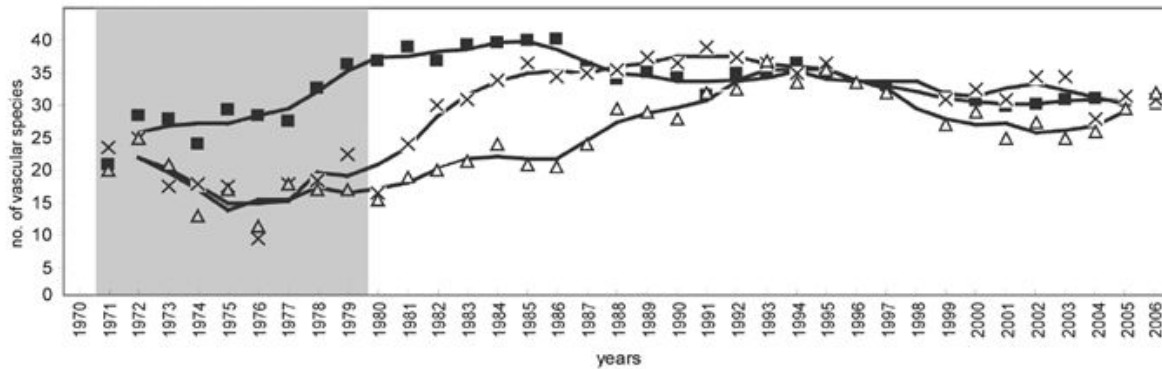
In functie van natuurherstel is het ook interessant om kennis te verwerven over welk nutriënt limiterend is voor de optimale groei van de vegetatie. Voor een optimale groei van een gewas is er een voldoende hoeveelheid kalium, stikstof en fosfor nodig (naast water en een kleinere

hoeveelheid Ca, S en Mg en enkele sporenelementen)(Tilman, 1997). Zodra een van die drie hoofdelementen in mindere mate aanwezig is, zal er een verminderde groei en dus biomassa-productie waar te nemen zijn. In de gangbare landbouw wordt er zo veel mogelijk voor gezorgd dat zo'n schaarste niet optreedt en wordt er klassiek bemest met zogenaamde NPK-meststof. Om de voedingstoestand van een grasland op te volgen wordt ook door landbouwers gekeken naar de concentratie van de drie nutriënten in de vegetatie met behulp van grenswaarden (die een stuk hoger liggen voor het bepalen van groei-limitatie dan voor het bepalen van een grenswaarde voor hoge soortenrijkdom). Bailey et al. (1997) spreekt van groei-limitatie wanneer de N-concentratie in de bovengrondse vegetatie lager is dan 20 mg N/g en de P-concentratie lager is dan 2.6 mg P/g. Een andere landbouwkundige methode om groei-limitatie uit te drukken is het berekenen van N-, P- en K-voedingsindices (NNI, PNI en KNI). Deze voedingsindices houden rekening met de concentratie van de verschillende voedingsstoffen in de plant, de onderlinge verhouding van die voedingsstoffen en de biomassa-productie (Duru & Ducrocq, 1997). Een index van 100 of meer wijst op luxeconsumptie en een index onder de 80 wijst op een tekort dat de groei negatief kan beïnvloeden (zie §2.3 en cf. Duru & Ducrocq (1997) en Mládková et al. (2015)).

Bij verschralen van een grasland zal dus eerst groei-limitatie optreden omdat de concentratie van N, P of K onder de drempelwaarde voor optimale groei zakt. Het kan dan echter nog veel tijd en beheerinspanning vragen voor ook de drempelwaarde voor soortenrijkdom voor N en/of P bereikt wordt en het abiotisch herstel een feit is.

2.4.3 Herstel van soortenrijke natuur na N- en P-bemesting

In tegenstelling tot N accumuleert P zeer sterk in de bodem (zie §2.2 en §2.3). Het probleem van een hoge P-concentratie in de bodem is dus veel persistenter dan het probleem van een hoge N-concentratie. Bij het stopzetten van de N-bemesting zal het herstel zich vrij spoedig inzetten. Dat blijkt ook uit onderzoek van Smits et al. (2008) waarin plots in kalkgrasland drie verschillende behandelingen kregen, een N-bemesting, een P-bemesting en geen bemesting. De plots die enkel een stikstofbemesting kregen herstelden na een zevental jaar tot het niveau van soortenrijkdom van de onbemeste plots. Het herstel in de plots met P-bemesting liep een stuk trager en pas na ongeveer 15 jaar was de soortenrijkdom in deze plots terug vergelijkbaar met de onbemeste plots (Figuur 2.13). Bovendien blijkt uit een gedetailleerde analyse van de plantengemeenschappen in de plots dat de plots na P-bemesting ook na een kleine 30 jaar nog een duidelijk andere samenstelling hadden dan de plots die geen of enkel N-bemesting hadden ontvangen.



Figuur 2.13: Evolutie van het aantal plantensoorten in plots in kalkgrasland die tussen 1970 en 1979 een verschillende behandeling ondergingen, een P-bemesting (driehoeken), een N-bemesting (kruisjes) en geen bemesting (vierkanten). Bron: Smits et al. (2008).

Willems & Nieuwstadt (1996) vonden vergelijkbare resultaten. Een spectaculaire studie door Dupouey et al. (2002) toonde zelfs aan dat bosvegetatie (en fosforvoorraad in de bodem) in fragmenten met een intensief landbouwgebruik in de Romeinse periode nog steeds verschilde van bosvegetatie in onverstoorde fragmenten.

Voor het abiotisch herstel van graslanden is het verlagen van de P-gehaltenes in de bodem dus de grootste en eerste uitdaging. Hiervoor zijn verschillende beheermethoden voor handen (zie verder in §2.5). In een grasland dat gedurende verschillende jaren een bemesting met zowel N als P heeft gekregen zal bij overgang naar natuurbeheer met maaien de hoeveelheid N in de bodem vlug afnemen terwijl het P-gehalte slechts langzaam zal dalen door afvoeren van P met de vegetatie. Bovendien kan het lagere gehalte aan N in de bodem leiden tot een afname in de biomassa-productie (zie §4.4), terwijl het gehalte aan P nog hoog is en dus een gunstige vegetatieontwikkeling tegenhoudt (zie §4.4). Die afname in biomassa-productie zal ook resulteren in een afname van P-afvoer met de vegetatie en dus een trager abiotisch herstel. Een gerichte N-bemesting kan in dat geval mogelijks het abiotisch herstel versnellen door het verhogen van de biomassa-productie en dus de P-afvoer (techniek van uitmijnen, zie verder in §4.4).

Als het gehalte aan P in de bodem voldoende laag is, is een andere belangrijke voorwaarde dat het gehalte aan N laag genoeg is. Deze situatie wordt al bereikt in enkele jaren na het stopzetten van N-bemesting. Echter, de atmosferische N-depositie (zie §2.2.1) vormt een constante, lichte N-bemesting van graslanden. Voor een gunstige abiotische situatie moet de N-depositie lager zijn dan de KDW voor het betreffende habitattype (zie §2.2.3).

Na het restaureren van de juiste abiotische condities voor een soortenrijk grasland kan het biotisch herstel van start gaan. In het meest gunstige geval loopt dit proces spontaan, maar het herstel loopt moeilijker als het perceel een langere geschiedenis van overbemesting heeft gekend, als het perceel meer geïsoleerd ligt van bronpercelen, etc. De verschillende factoren die een rol spelen bij het biotisch herstel (zaadbronnen, bodembiota, ...) vormen niet de focus van dit rapport, maar worden kort besproken in §6.2.

3. Methodiek

3.1. Studiegebied

De kern van het studiegebied omvat de binnenduinen en overgangsgebieden tussen duin en polder met een voormalig landbouwgebruik in beheer bij het agentschap voor Natuur en Bos. Bij uitbreiding werden ook voormalige duinakkertjes bekeken die gelegen zijn binnen de eigenlijke duinmassieven. Referentieproefvlakken zijn gelegen binnen het gehele duingebied. De studie werd uitgevoerd binnen verschillende geomorfologische entiteiten aan de Vlaamse kust die op basis van bodemkaart en hoogtemodel werden onderscheiden. We beschouwen drie hoofdcategorieën: duin, overgangsgronden en polder. Binnen de duinen wordt onderscheid gemaakt tussen jonge, kalkrijke en oude, ontkalkte duinen. Tot die laatste groep behoren de duinen van Adinkerke (Cabour-Garzebekeveld), de binnenduinen van Westende (Schuddebeurze) en Bredene-De Haan (D'Heye) en delen van de duin-polder overgang in De Panne (Zwarte Hoek) en Knokke. Binnen de overgangsgronden onderscheiden we eveneens jonge en oude duinen maar ook een derde categorie, namelijk de strandvlaktes van Hannecart-Groenendijk en van Knokke (Zwinduinen-Oude Hazegraspolder).

3.2. Selectie van proefvlakken

In deze studie werd gebruik gemaakt van gegevens verzameld in 286 proefvlakken van 3x3 m². Het zijn proefvlakken die reeds werden opgenomen in het kader van het project PINK/BEK, aangevuld met 52 nieuwe proefvlakken in ANB terreinen met een voormalig landbouwgebruik, uitgezet in het kader van dit project. Elk proefvlak werd cm-precies ingemeten met GPS (zie kaarten in hoofdstuk 8). Tabel 2.1. geeft een overzicht van het type gegevens verzameld in de proefvlakken. Van alle proefvlakken is een recente vegetatieopname beschikbaar (2012-2017). In 194 proefvlakken zijn bodemstalen genomen; 80 door Universiteit in het kader van dit project; 93 door INBO in het kader van het project HabNorm (waarvan twee proefvlakken overlappend) en 23 in het kader van het project voor de binnenduinen van Knokke.

Tabel 3.1. Overzicht van de types staalname binnen de proefvlakken

Vegetatie-opname	Bodemstaal	Biomassabepaling	Aantal proefvlakken
X			79
X	X		128
X		X	13
X	X	X	66
286	194	79	286

Het achterhalen van de voorgeschiedenis op het vlak van landbouwgebruik ter hoogte van de proefvlakken is niet zo evident, maar de evolutie van het historisch grondgebruik kan wel afgeleid worden uit luchtfoto's en kaarten. Rechtstreekse gegevens van de bemestingsdruk zijn niet voorhanden, maar kan afgeleid worden uit de bodemgegevens.. We onderscheiden hiervoor verschillende categorieën:

- 1) Duin: dit is de min of meer natuurlijke duinvegetatie waar in de regel geen bemesting heeft plaatsgevonden. Soortenarme vegetatietypen zijn hier gerelateerd aan het type zelf of aan beheer. Hier zijn 138 plots geselecteerd, waarvan 2 plots in bos.
- 2) Duingrasland: reliëfrijk grasland dat recent werd beweid maar niet in functie van natuurbeheer. De bemestingsdruk is hier variabel maar doorgaans beperkt (19 plots).
- 3) Duinakker: historische duinakkertjes aangelegd in vochtige duinvalleien die herkenbaar zijn op oude topografische kaarten (Dépôt de la Guerre van eind 19de, begin 20ste eeuw) en op DHM Vlaanderen II (duidelijk genivelleerd). Meer recent zijn die akkertjes vooral gebruikt als grasland (21 plots), soms ook bebost (3 bosplots).
- 4) Ontbost: 3 plots bevinden zich in ontboste terreindelen in Hannecart. Voor de bebossing zijn de terreinen gebruikt als hooiland (2 plots), mogelijks ook als akker (1 plot).
- 5) Cultuurgrasland: graslanden op genivelleerde terreinen met duidelijk agrarisch beheer afgeleid uit luchtfoto's of de landbouwgebruikspercelenkaart. Ook hier is de bemestingsdruk zeer variabel (68 plots).
- 6) Akker: enkel voor deze categorie is zeker dat er een historische bemesting heeft plaatsgevonden, al is de intensiteit van bemesting wellicht ook sterk variabel (21 plots).
- 7) Afgegraven: 10 plots in 5 verschillende gebieden zijn reeds afgegraven ten behoeve van natuurontwikkeling.
- 8) Opgehoogd: 2 plots uit de Sashul zijn opgehoogd met hoofdzakelijk zandig materiaal in het kader van de aanleg van de haven van zeebrugge. Er komt ook veel grond voor. Ook in D'Heye is een perceel opgehoogd met het afgeplagde materiaal van andere percelen in het gebied.

De proefvlakken met kruidachtige vegetatie kunnen dus grofweg in drie categorieën ingedeeld worden: 136 plots hebben geen landbouwgebruik gekend, 43 plots kenden een historisch en recent vooral een extensief landbouwgebruik en 89 plots kenden recent een doorgaans intensief agrarisch gebruik. In deze studie gaan we bemestingsgeschiedenis vooral trachten te achterhalen via de fosfaatvoorraad in de bodem.

Verder kon voor de meeste proefvlakken een gemiddelde diepte van het grondwater onder het maaiveld worden bepaald via interpolatie van peilbuisgegevens. Hiervoor werden gegevens uit verschillende jaren gebruikt die representatief zijn voor de gemiddelde hydrologie van het voorbije decennium. Tot slot werd ook een overlay gemaakt van de proefvlakken met het stikstofdepositiemodel van VITO (versie 2016).

3.3. Vegetatie

Indien geen recente vegetatieopnames beschikbaar waren werden nieuwe vegetatieopnames gemaakt (70 van de 286 proefvlakken). Binnen de proefvlakken van 3 x 3 m² werd totale bedekking en de abundantie per plantensoort geschat. Gezien het allemaal graslanden betreft, werd geen verticale gelaagdheid in acht genomen. Voor het schatten van de abundantie werd gebruik gemaakt van de tiendelige Londo-schaal. 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 (Provoost et al. 2010, 2015).

Ter hoogte van 79 proefvlakken werd de biomassa geoogst in 4 kaders van 0.25 × 0.25 m. Daarbij werd de vegetatie zo dicht mogelijk tegen het bodemoppervlak afgeknipt. Dit gebeurde zowel in percelen die gemaaid worden, als in een aantal begraaide proefvlakken die hiervoor tijdelijk van een enclosure werden voorzien. De biomassa werd vervolgens gedurende 48 uur gedroogd bij 70 °C en daarna gewogen om het drooggewicht per m² te kunnen bepalen. Op alle biomassastalen werden concentraties aan kalium (K), stikstof (N) en fosfor (P) bepaald (zie verder chemische analyses).

De volledige dataset werd aan een TWINSPAN classificatie onderworpen. Daarbij werden globaal de default instellingen gebruikt, de cutlevels werden ingesteld op 0-2-5-10-40.

3.4. Bodem

De bodemstaalname op de referentiepercelen en de percelen met een voormalige landbouwhistoriek was licht verschillend. Voor de referentiepercelen werd strikt de procedure gevolgd die gehanteerd wordt binnen HabNorm (zie §4.3.1). Voor de voormalige landbouwpercelen werd een methode gebruikt die toelaat om zowel een uitspraak te doen over afgraven, maai- en uitmijnbeheer.

Referentiepercelen

De staalname en bodemanalyses die voor de het bepalen van de referentiesituatie worden gebruikt, volgen de protocols die in het kader van het HabNorm project werden uitgewerkt. Per proefvlak werden met een gutsboor oppervlakkige (0-10 cm) mengstalen genomen op basis van 9 deelstalen die, 1 per m², ruimtelijk verdeeld worden over het proefvlak. Voor de bepaling van de textuur werd ook een staal van het moedermateriaal genomen. In het midden van het proefvlak werd eveneens een staal genomen voor de bepaling van de bodemdichtheid door middel van kopecky ringen. Deze extra meting is essentieel voor de bepaling van de P-stocks in de bodem.

De bodemstalen werden gedroogd bij 40 °C en daarna gemalen of gezeefd en gehomogeniseerd. In het kader van het HabNorm-project werden standaard de volgende chemische analyses verricht:

(i) textuurbepaling door middel van laser diffractie, (ii) droogrest en vochtgehalte door bepaling van het grafimetrisch vochtgehalte op 105°C, (iii) asrest en gloeiverlies (LOI) door uitvoeren van een verassingproces op een gedroogd monster bij 550°C, (iv) zuurtegraad van

de bodem door meting van het de actuele bodemzuurtegraad pH-H₂O, (v) bepaling van het gehalte CaCO₃ door titratie, (vi) totale destructie van mineralen en metalen door een Aqua Regia, in het destryaat worden vervolgens Ca, K, Mg, Na, P, S, Al, Fe gemeten door middel van ICP-AES en (vi) de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en de concentraties uitwisselbare kationen na extractie in zilverthioureum. De chemische analyses op deze 20 bodemstalen gebeurden in het chemisch laboratorium van het INBO volgens de standaardprocedures.

Voormalige landbouwpercelen

Per proefvlak (3x3 m²) werd met behulp van kopecky ringen een staal genomen voor de bepaling van de bodemdichtheid. Voor de chemische analyses werd in elk kwadrant van het proefvlak één bodemstaal genomen, waarbij een gutsboor tot op 50 cm in de bodem werd gebracht. Van elk diepteprofiel werd een foto genomen (zie voorbeeld in Fig. 3.11), wat belangrijk kan zijn voor verdere interpretatie van de bodemdata. De vier bodemstalen per proefvlak werden opgedeeld per 10 cm: 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 en 40-50 cm en per dieptelaag gemengd en naar het chemisch labo gebracht.



Figuur 3.11: voorbeeld van een bodemprofiel genomen tijdens de bodemstaalnames van dit project

In percelen die in aanmerking komen voor afgraving (70% van de landbouwpercelen) werden al deze dieptes apart geanalyseerd, omdat enkel analyses van het volledige bodemprofiel inzicht geeft in hoe diep best kan afgegraven worden. Deze kennis is nodig om afgraving op de meest kostenefficiënte manier te kunnen uitvoeren. In percelen die zeker niet in aanmerking komen voor afgraving werden enkel de 0-10, 10-20 en 40-50 cm geanalyseerd (30% van de landbouwpercelen). Deze methode geeft voor alle percelen de mogelijkheid om berekeningen te maken over de verschringsduur via een maai- of uitmijnbeheer.



Figuur 3.12: Verzamelen van bodemstalen met gutsboor (Robbe De Beelde van UGent)

De stalen werden gedroogd onder geforceerde ventilatie bij 40°C, gehomogeniseerd, vermalen en gezeefd over een 1 mm zeef. Het totale gehalte aan P (P_{tot}), Fe en Ca werd bepaald na totale destructie van de bodem in HClO_4 , HNO_3 en H_2SO_4 in teflonpotten bij 140°C. Het totale gehalte aan zwavel (S), stikstof (N) en koolstof (C) werd bepaald via CNS-elementanalyse. De zuurtegraad van de bodem werd gemeten via bepaling van de actuele zuurtegraad (pH- H_2O).

Binnen dit project ligt de focus op het interpreteren van de verschillende P-fracties in de bodem. Op alle bodemstalen (ook de stalen van twintig referentiepercelen) werden naast de bepaling van de totale P voorraad eveneens een biobeschikbare en een traag-circulerende fractie bepaald (zie §2.2.2 voor meer uitleg over de betekenis van deze fracties). Het binnen het groeiseizoen biobeschikbaar gehalte aan P werd bepaald na extractie van de bodem in NaHCO_3 (methode van Olsen, P_{ols}). Het traag-circulerend P werd bepaald na extractie in een ammoniumoxalaat-oxaalzuuroplossing (P_{ox}). Deze chemische analyses werden uitgevoerd in het chemisch laboratorium van het Labo voor Bos & Natuur, dat werkt volgens een strikt kwaliteitssysteem.

Voor de percelen die in aanmerking komen voor afgraving werden op het volledige diepteprofiel (0-50 cm) metingen uitgevoerd van pH, Olsen-P, totaal P, Fe, C en S. Deze metingen geven inzicht tot waar het P-front zich bevindt, en tot welke diepte er risico is voor interne eutrofiëring na vernatting (zie §2.2.2 voor meer info). Beide aspecten moeten meegenomen worden in de beslissing tot op welke diepte zal afgegraven worden. pH- H_2O werd ook gemeten over het ganse profiel, omdat dit ons inzicht geeft in de zuurtegraad van de bodem, ook na afgraving. Voor de bodemstalen die zeker in de ploegvoor liggen (0-10, 10-20 cm) werden bovendien metingen van traagcirculerend P en totaal Ca uitgevoerd. Deze gegevens zijn nodig om de verschralingsduur in te schatten.

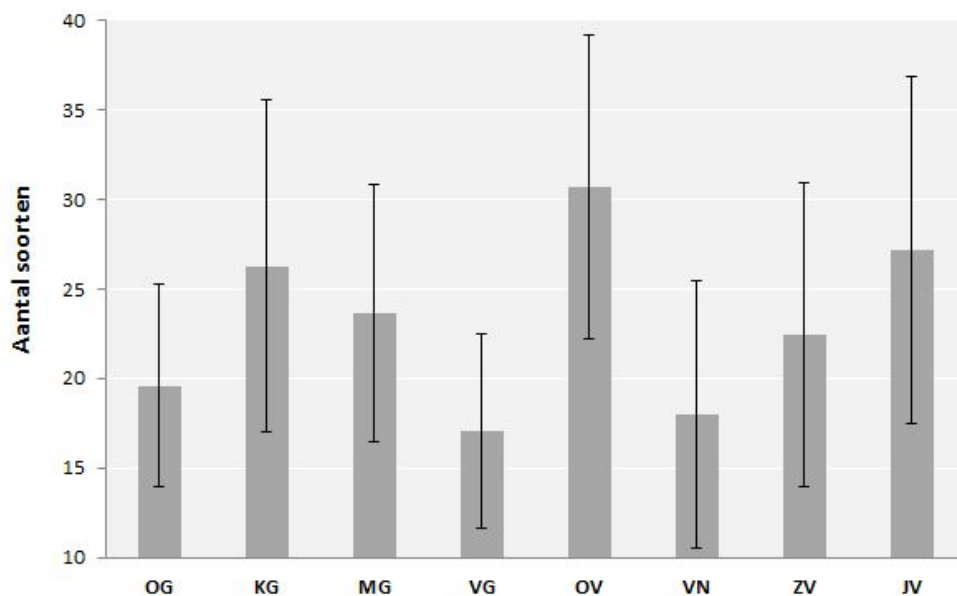
De percelen die niet in aanmerking komen voor afgraving werden binnen de ploegvoor (0-10 cm en 10-20 cm) geanalyseerd op pH, Olsen-P, oxalaat-P, totaal P, Fe, Ca, C en S. Deze gegevens zijn nodig om de verschravingsduur in te schatten, en het risico tot nalevering van P. De diepere bodemlagen (40-50 cm) werden eveneens geanalyseerd op totaal P, Fe en S om het risico is tot nalevering van P vanuit de diepere bodemlagen na vernatting in te schatten.

4. Resultaten

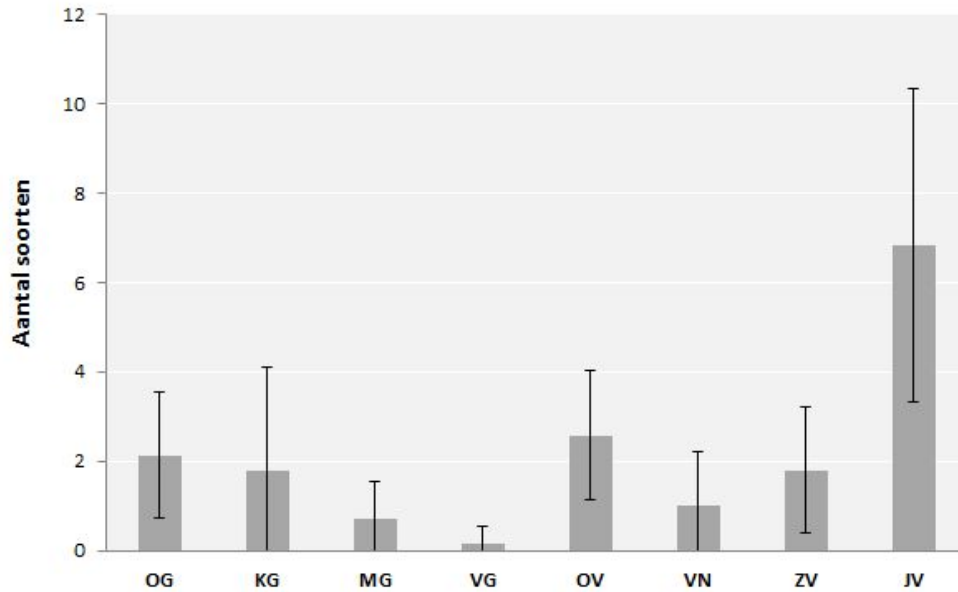
4.1 Vegetatie

4.1.1. TWINSPAN classificatie

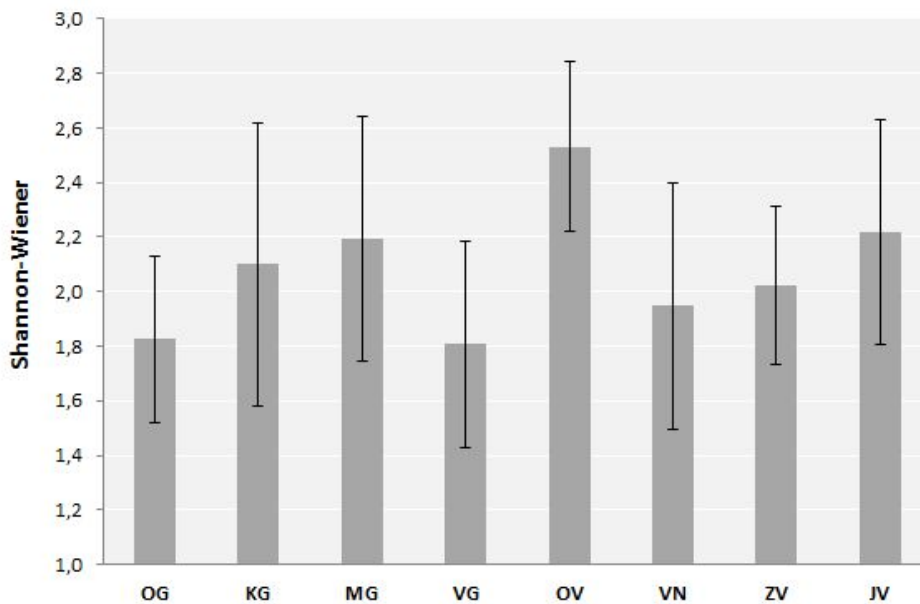
De totale dataset bestaat uit 286 opnames met 284 soorten waarvan 61 'aandachtssoorten'. In de TWINSPAN classificatie kunnen we duidelijk 28 groepen onderscheiden op basis van verschillen in soortensamenstellingen. Drie groepen omvatten slechts 1 opname en beschouwen we als outliers. De overige groepen kunnen we groeperen binnen 8 hoofdtypes waarmee verder gewerkt wordt in de vergelijking tussen vegetatie en bodemgegevens. De kenmerken per groep worden weergegeven in de figuren 3.1 tot en met 3.11 en de soortensamenstelling valt af te leiden uit de synoptische tabel 3.1. Voor de volledigheid worden hieronder ook alle subtypes besproken. Enkel de vegetatiestructuur kan beduidend verschillen tussen tussen deze subtypes of varianten en wordt daarom voor alle groepen weergegeven in figuur 3.4. De overige verschillen worden behandeld in de tekst. De syntaxonomie verwijst naar de Vegetatie van Nederland (Schaminée et al.1996).



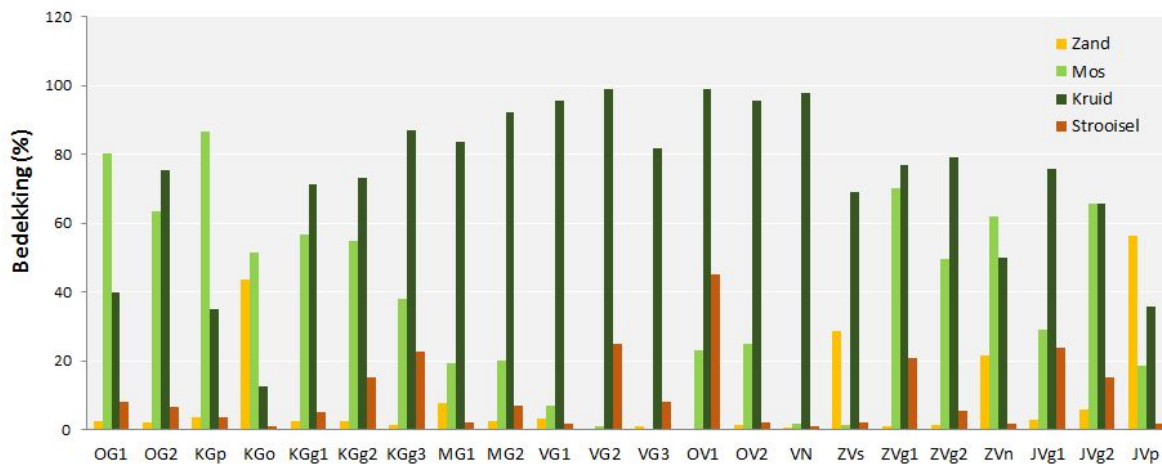
Figuur 4.1. Gemiddeld aantal soorten per vegetatietype (met standaarddeviatie). OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvalei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvalei.



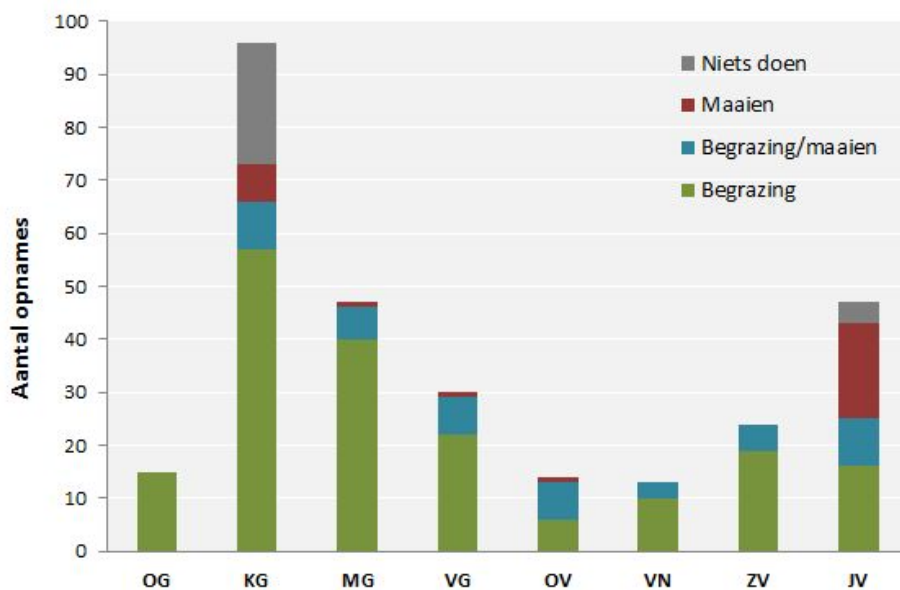
Figuur 4.2. Gemiddeld aantal aandachtsoorten per vegetatietype (met standaarddeviatie). OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.



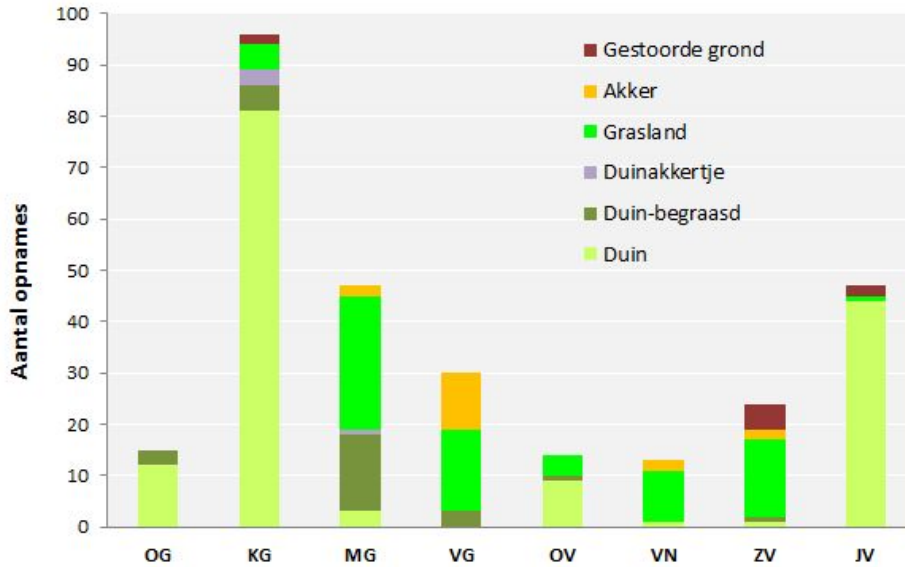
Figuur 4.3. Shannon-Wiener diversiteitsindex per vegetatietype (met standaarddeviatie). OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.



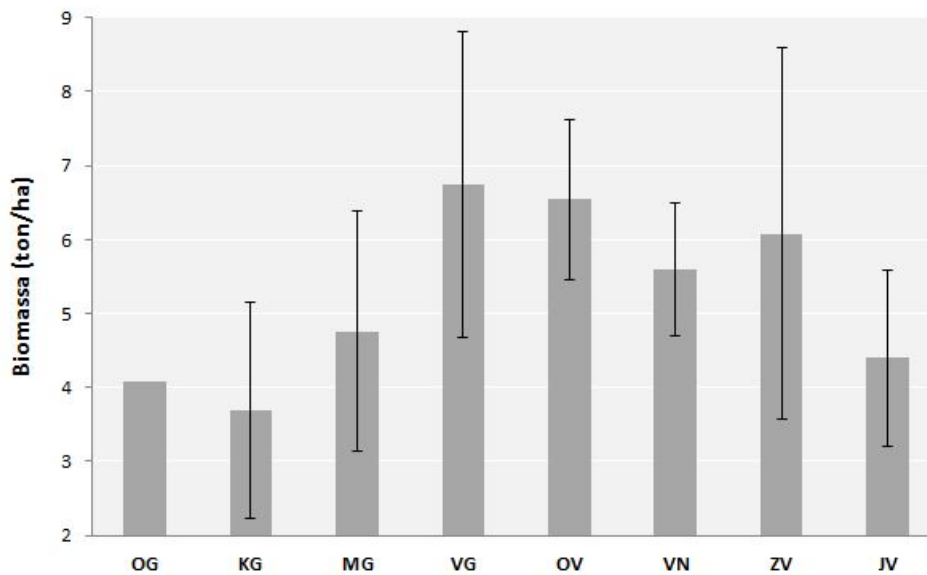
Figuur 4.4. GemiddeldE bedekking van de verschillende lagen per vegetatie(sub)type. OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvalei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvalei.



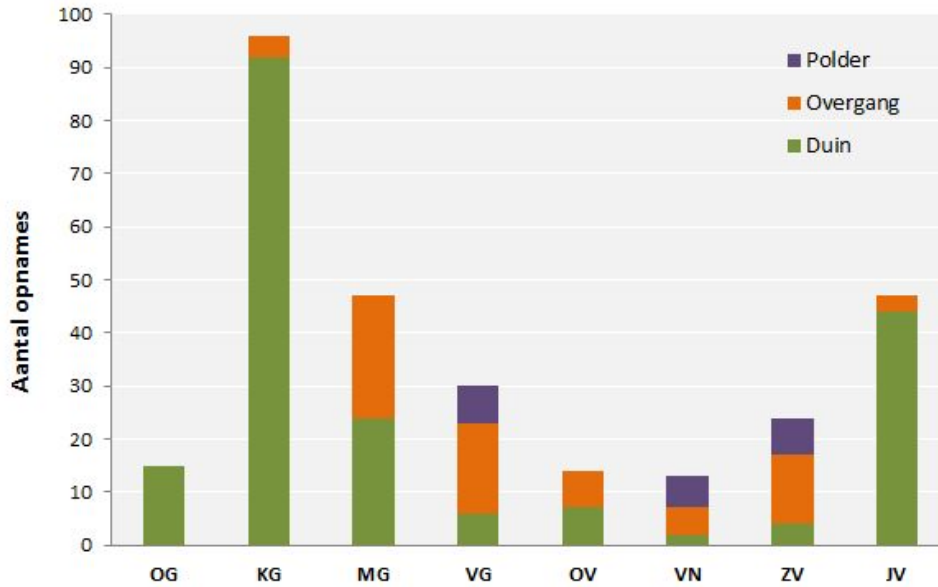
Figuur 4.5. Beheer van de proefvlakken per TWINSpan groep. OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvalei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvalei.



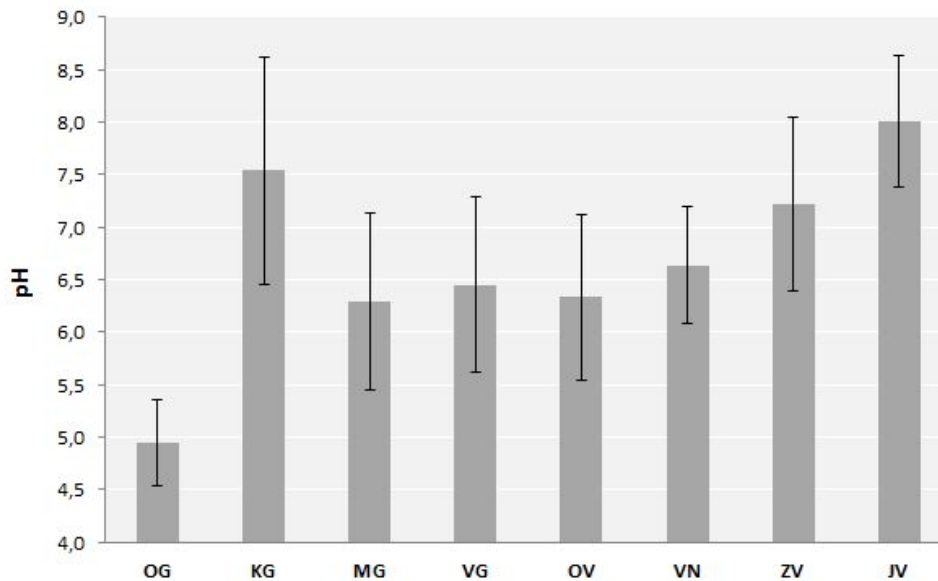
Figuur 4.6. Historisch grondgebruik van de proefvlakken per vegetatietype. OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.



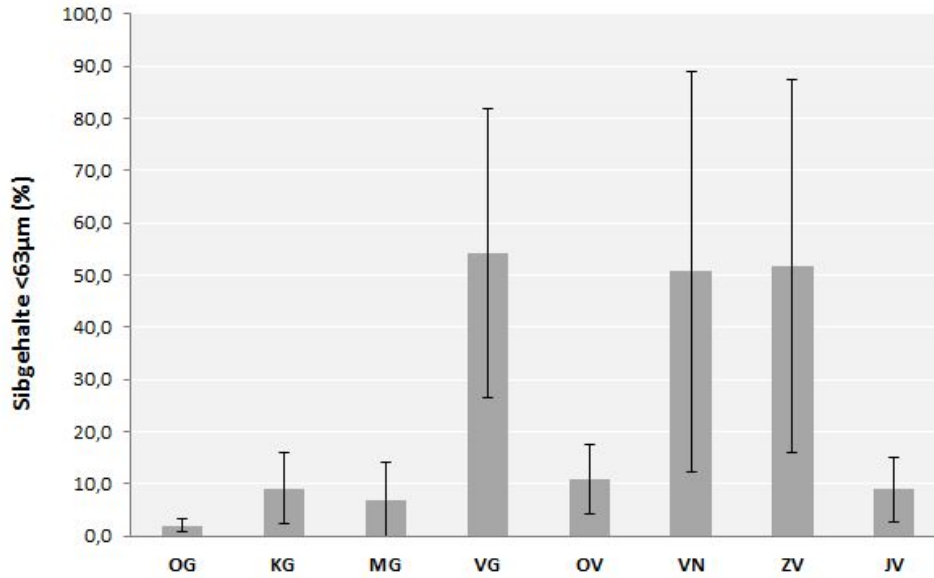
Figuur 4.7. Gemiddelde biomassa per vegetatietype (met standaarddeviatie). OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.



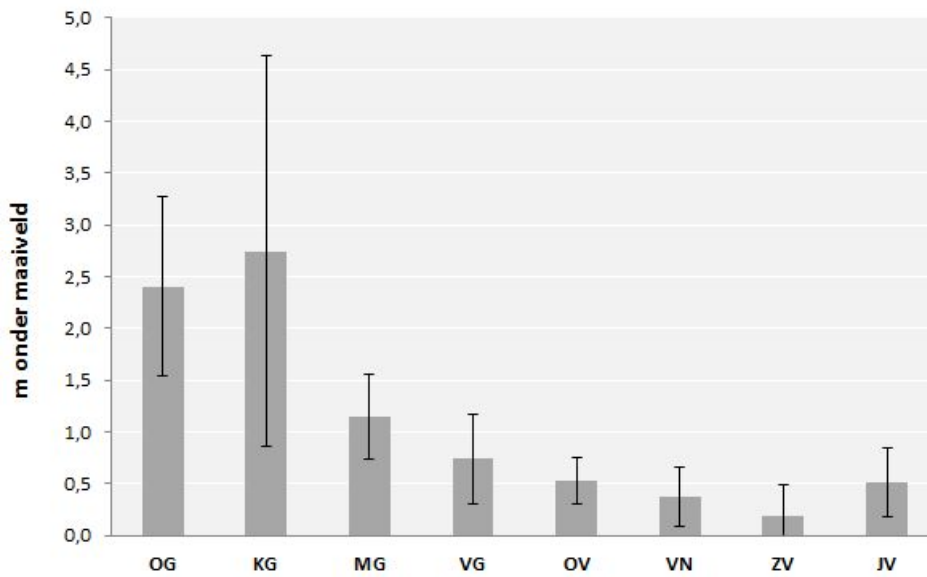
Figuur 4.8. Globaal bodemtype van de proefvlakken per vegetatietype. OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.



Figuur 4.9. Gemiddelde pH van de proefvlakken per vegetatietype (met standaarddeviaties). OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.



Figuur 4.10. Gemiddeld slijbgehalte per vegetatietype (met standaarddeviaties). OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.



Figuur 4.11. Gemiddelde grondwaterstand onder maaiveld per vegetatietype (met standaarddeviatie). OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.

Tabel 4.1. Synoptische tabel van de hoofdgroepen (aandachtssoorten in vet).

	OG	KG	MG	VG	OV	VN	ZV	JV									
Aantal/opnames	15	36	47	30	14	13	24	47									
<i>Leontodon saxatilis</i>	7	2	33	2	1	-	-	8	1	8	11	45	1	Kleine leeuwetand			
<i>Viola canina</i>	13	3	1	1	-	-	-	-	-	-	-	2	10	Hondsvlootje			
<i>Lotus corniculatus</i>	7	1	28	9	26	3	-	7	1	-	29	1	40	6	Gewone rolklaver		
<i>Hippophae rhamnoides</i>	-	-	21	3	-	-	-	7	2	-	4	1	30	3	Duinboom		
<i>Rubus caesius</i>	-	-	49	11	2	30	-	43	3	8	1	4	1	57	2	Dauwbraam	
<i>Hieracium umbellatum</i>	7	1	23	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	1	Schermhavikskruid	
<i>Raietium affine</i>	13	1	28	12	4	1	-	36	3	-	-	-	-	6	1	Rondbladig boogsterrenmos	
<i>Veronica chamaedrys</i>	-	-	23	4	2	1	-	14	2	-	-	-	-	6	8	Gewone ereprijs	
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	53	43	26	14	6	1	-	-	-	-	-	-	-	17	1	Groot laddenmos	
<i>Avenula pubesce ns</i>	-	-	29	14	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Zachte haver	
<i>Cerastium arvense</i>	7	1	27	3	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Akkerhoornbloem	
<i>Galium mollugo</i>	-	-	9	3	2	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Gedwalstro	
<i>Galium verum</i>	13	1	66	7	19	2	-	-	-	-	4	1	-	-	-	Geel walstro	
<i>Helianthemum nummularium</i>	-	-	10	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Geel zonnerooie	
<i>Homalothecium lutescens</i>	-	-	18	33	2	4	-	-	-	-	-	-	-	4	2	Smaragdmos	
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	7	30	32	33	-	-	-	7	30	-	-	-	-	2	1	Duinroosje	
<i>Thalictrum minus subsp. dunense</i>	-	-	9	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	Duinnult	
<i>Thymus pulegioides</i>	-	-	16	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Grote tijm	
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	7	1	40	1	15	1	7	1	-	-	-	-	-	-	-	Zandmuur	
<i>Cynoglossum officinale</i>	-	-	21	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	Veldchondstong	
<i>Hieracium pilosella</i>	40	2	7	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Muizeoor	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	87	26	30	33	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Gewoon klauwtjesmos	
<i>Ononis repens</i>	-	-	13	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	Kruipend stalkruid	
<i>Alna praecox</i>	73	2	11	1	4	1	-	7	1	-	-	-	-	-	-	Vroege haver	
<i>Campylopus introflexus</i>	47	7	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Grijs kronkelsteeltje	
<i>Ceratodon purpureus</i>	53	3	18	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Purpersteeltje	
<i>Oadina portentosa</i>	20	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Open rendiermos	
<i>Oadonia foliaceae</i>	13	2	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Blindgeweefmos	
<i>Oadonia rangiformis</i>	7	1	20	12	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Vals rendiermos	
<i>Oadonia spec.</i>	40	1	24	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	Rendiermos spec.	
<i>Dicranum scoparium</i>	80	13	6	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	2	7	Gewoon gaffeltandmos	
<i>Festuca filiformis</i>	53	23	2	6	4	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Fijnschapengras	
<i>Jesione montana</i>	27	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Zandbleuwte	
<i>Koeleria macrantha</i>	-	-	15	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Smal fakkeligras	
<i>Myosotis ramosissima</i>	13	1	18	1	2	1	-	7	1	-	-	-	-	-	-	Ruw vergeetmij-nietje	
<i>Peltigera spec.</i>	-	-	11	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Leermos spec.	
<i>Phleum arenarium</i>	-	-	21	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Zanddode gras	
<i>Polytrichum juniperinum</i>	47	8	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Zandhaarmos	
<i>Sedum acre</i>	-	-	44	3	2	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Muurpeper	
<i>Senecio sylvaticus</i>	53	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Boskruiskruid	
<i>Teesdellia nudicaulis</i>	60	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Klein tageskruid	
<i>Tortula ruralis var. ruraliformis</i>	-	-	44	20	4	26	-	-	-	-	-	-	-	2	1	Groot duinste metje	
<i>Veronica officinalis</i>	13	2	1	1	-	-	-	7	1	-	-	-	-	-	-	Mannetjesereprijs	
<i>Vicia lathyroides</i>	13	1	10	1	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Lathyruswikke	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-	-	39	11	34	3	30	15	36	1	-	4	1	4	3	Glanshaver	
<i>Brachythecium albicans</i>	-	-	16	19	11	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Bleekdikkopmos	
<i>Orepis capillaris</i>	-	-	70	2	49	2	17	4	21	1	-	8	1	6	1	Klein streepzaad	
<i>Festuca rubra</i>	7	1	82	3	64	14	13	1	21	2	-	13	1	2	1	Rood zwenkgras s.l.	
<i>Luzula campestris</i>	93	11	50	3	36	3	3	1	14	2	-	-	-	11	1	Gewone veldbies	
<i>Rhizidadelphus squarrosus</i>	7	4	10	18	17	3	-	-	-	-	4	1	2	10	-	Gewoon haakmos	
<i>Trifolium campestre</i>	-	-	30	2	21	3	-	-	-	-	-	-	-	9	1	Liggende klaver	
<i>Cerastium semidecandrum</i>	40	1	43	1	26	1	3	1	-	-	-	-	-	-	-	Zandhoornbloem	
<i>Erodium cicutarium subsp. dunense</i>	-	-	34	2	19	1	3	1	-	-	-	-	-	2	1	Duinreigerbek	
<i>Omithopus pusillus</i>	60	1	2	1	9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Klein vogelpootje	
<i>Rumex acetosella</i>	93	3	13	3	30	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Schapezuuring	
<i>Carex arenaria</i>	100	11	83	3	32	7	3	10	14	2	8	20	4	2	45	1	Zandzegge
<i>Veronica arvensis</i>	40	1	47	1	55	1	30	1	-	-	-	-	-	-	-	Veldereprijs	
<i>Achillea millefolium</i>	7	30	36	3	77	6	7	1	-	-	-	8	1	2	20	Gewoon duizendblad	
<i>Bromus hordeaceus</i>	-	-	41	2	55	4	60	3	14	1	23	1	4	1	-	Zachte dravik s.l.	
<i>Geranium molle</i>	-	-	39	1	38	2	20	2	7	1	-	-	-	-	-	Zachte oelevaarsbek	
<i>Trisetum flavescens</i>	-	-	6	2	15	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Goudhaver	
<i>Agrostis capillaris</i>	87	9	24	6	85	16	30	3	29	2	8	1	4	1	6	1	Gewoon struisgras
<i>Allium vineale</i>	-	-	4	1	9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Kraailoek	
<i>Dactylis glomerata</i>	-	-	17	3	38	2	57	3	-	-	15	2	-	-	-	Kropaar	
<i>Vulpia bromoides</i>	7	1	2	16	11	13	-	7	1	-	-	-	-	-	-	Eekhoorngras	
<i>Geranium pusillum</i>	-	-	3	1	19	3	7	1	-	-	-	-	-	-	-	Kleine oelevaarsbek	
<i>Ranunculus bulbosus</i>	7	1	7	1	30	2	3	1	-	-	-	-	-	-	-	Knal boterbloem	
<i>Trifolium striatum</i>	-	-	3	1	32	2	3	1	-	-	-	-	-	-	-	Gestrepte klaver	
<i>Trifolium subterraneum</i>	-	-	1	1	11	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Onderaardse klaver	
<i>Hypochaeris radicata</i>	67	4	63	3	68	3	20	3	36	2	-	4	2	28	4	Gewoon biggekruid	
<i>Poa pratensis</i>	27	2	69	3	83	3	20	2	21	1	31	1	21	1	23	1	Veldbeemdgras

Tabel 4.1. Vervolg (1)

	OG	KG	MG	VG	OV	VN	ZV	JV	
Aantal opnames	15	36	47	30	14	13	24	47	
<i>Urtica dioica</i>	-	8 3	4 1	13 4	14 2	-	-	-	Grote brandnetel
<i>Senecio jacobaea</i>	47 8	77 2	77 3	50 3	50 1	8 1	29 3	23 1	Jakobskruid s.l.
<i>Alopecurus pratensis</i>	-	-	2 1	13 16	-	8 1	-	-	Grote vossestaart
<i>Rumex obtusifolius</i>	-	-	-	13 2	-	-	-	-	Ridde ruring
<i>Stellaria graminea</i>	-	2 1	15 2	7 1	7 1	-	-	-	Grasmuur
<i>Daucus carota</i>	-	-	-	10 1	-	-	-	2 1	Peen
<i>Geranium dissectum</i>	-	1 1	2 1	30 2	-	15 1	-	-	Slijbladige oolevaarsbek
<i>Lolium perenne</i>	13 1	6 3	62 7	70 28	-	62 3	33 4	-	Engels raigras
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	87 3	17 3	47 13	10 1	50 3	15 6	-	4 1	Gewoon reukgras
<i>Plantago lanceolata</i>	33 1	47 9	62 18	40 9	57 27	23 1	38 1	32 3	Smalle weegbree
<i>Cerastium fontanum</i>	40 1	41 1	83 2	80 1	86 1	77 1	13 1	15 1	Gewone hoombloem
<i>Trifolium dubium</i>	7 1	15 3	74 4	20 2	43 2	15 16	13 1	9 1	Kleine klaver
<i>Centaurea jacea</i>	-	7 3	4 11	-	29 1	-	-	9 1	Knoopkruid
<i>Rhinanthus minor</i>	-	9 2	9 14	-	14 11	-	-	9 4	Kleine ratelaar
<i>Brachythedum rutabulum</i>	20 3	30 13	62 23	40 9	43 12	38 2	13 24	21 6	Gewoon dikkopmos
<i>Bellis perennis</i>	-	1 1	15 1	10 1	-	15 2	4 2	-	Madeliefje
<i>Cirsium vulgare</i>	-	-	4 1	13 2	-	15 2	-	2 1	Speerdistel
<i>Elymus repens</i>	-	23 4	34 10	57 2	7 1	54 3	46 2	4 1	Kweek
<i>Holcus lanatus</i>	7 1	47 6	77 10	90 23	100 9	100 15	33 3	32 2	Gestreepte witbol
<i>Taraxacum vulgare</i>	7 1	29 1	60 1	83 3	43 1	54 4	42 1	23 2	Paardenbloem
<i>Cynosurus cristatus</i>	-	1 1	19 1	10 7	-	38 2	4 1	-	Kamgras
<i>Phleum pratense</i>	7 1	15 1	43 2	7 3	7 1	62 3	25 1	-	Timoteegras s.l.
<i>Ranunculus acris</i>	-	-	17 4	33 3	36 2	31 9	8 1	6 1	Scherpe boterbloem
<i>Rumex acetosa</i>	-	3 1	21 6	13 8	36 3	8 40	4 1	-	Veldzuring
<i>Poa trivialis</i>	-	3 1	32 3	97 12	86 3	92 17	38 2	6 1	Ruw beemdgras
<i>Rumex crispus</i>	-	2 1	2 1	23 3	7 2	8 1	4 1	2 2	Kruhzuring
<i>Poa annua</i>	-	2 2	13 1	7 1	7 1	-	25 1	-	Straatgras
<i>Medicago lupulina</i>	-	6 3	6 2	-	7 1	8 1	21 1	4 1	Hopklaver
<i>Calamagrostis epigejos</i>	33 1	41 7	2 1	13 28	29 3	8 7	-	74 2	Duinniet
<i>Centaurea erythraea</i>	-	13 2	-	-	21 1	-	4 1	21 1	Echt duizendguldenkruid
<i>Polygala vulgaris</i>	-	18 1	-	-	7 2	-	-	26 1	Gewone vleugeltjesbloem
<i>Danthonia decumbens</i>	13 1	2 1	-	-	-	-	-	9 7	Tandjesgras
<i>Euphrasia spec.</i>	-	10 2	-	-	7 1	-	-	49 2	Stijve oegentroost s.l.
<i>Aneura pinguis</i>	-	-	-	-	-	-	-	21 2	Echt vetmos
<i>Carex flacca</i>	-	6 2	-	-	14 3	8 20	4 7	81 13	Zeegroene zegge
<i>Carex trinervis</i>	13 2	2 1	-	-	-	-	4 1	38 3	Drievleugelige zegge
<i>Carex viridula</i>	-	-	-	-	-	-	-	60 3	Vee ndwergzegge
<i>Cirsium palustre</i>	-	-	-	-	-	-	-	11 2	Kale jonker
<i>Dactylorhiza incarnata</i>	-	-	-	-	-	-	-	26 1	Vleeskleurige orchis
<i>Epipactis palustris</i>	-	1 1	-	-	-	-	-	60 7	Moeraswespenorchis
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	-	-	-	-	14 23	-	13 1	64 20	Watermavel
<i>Linum catharticum</i>	-	3 3	-	-	-	-	-	34 4	Geelhartje
<i>Ophloglossum vulgatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	11 2	Addertong
<i>Parnassia palustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	38 1	Parnassia
<i>Pyrola rotundifolia</i>	-	1 1	-	-	-	-	-	21 4	Rond wintergroen
<i>Salix repens</i>	-	6 17	-	-	14 12	-	13 10	83 30	Kruipwilg
<i>Samolus valerandi</i>	-	-	-	-	-	-	-	11 3	Waterpunge
<i>Galium uliginosum</i>	-	2 6	-	-	29 4	-	4 1	34 3	Ruw walstro
<i>Prunella vulgaris</i>	-	6 1	-	-	57 4	-	8 1	53 10	Gewone brunel
<i>Eupatorium cannabinum</i>	-	1 2	-	-	14 11	-	-	28 1	Koninginnekruid
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-	-	-	-	50 4	-	-	23 6	Grote wedderik
<i>Lythrum salicaria</i>	-	1 1	-	-	64 2	-	13 4	49 7	Grote kattestaart
<i>Juncus subnodulosus</i>	-	-	-	-	43 3	-	13 2	30 3	Padderus
<i>Calliergonella cuspidata</i>	-	2 24	2 1	3 1	43 22	8 10	58 49	83 43	Gewoon puntmos
<i>Lycopus europaeus</i>	-	-	-	-	21 9	-	21 2	43 2	Wolfspoot
<i>Salix alba</i>	-	-	-	-	-	-	8 3	15 6	Schietwilg
<i>Drepanocladus aduncus</i>	-	-	-	-	-	-	25 40	9 28	Gewoon sikkelmoss
<i>Galium palustre</i>	-	-	-	-	14 1	-	33 3	17 1	Moeraswalstro
<i>Salix cinerea</i>	-	1 1	-	-	14 2	-	42 6	34 3	Grauwe wilg
<i>Juncus articulatus</i>	-	1 1	2 1	3 1	57 1	38 1	79 4	79 3	Zomprus
<i>Lotus uliginosus</i>	-	-	-	-	36 4	-	13 2	11 12	Moerasrolklaver
<i>Mentha aquatica</i>	-	-	-	-	43 6	8 20	63 11	79 3	Watermunt
<i>Phragmites australis</i>	-	-	-	-	21 6	8 2	29 4	32 3	Riet
<i>Vicia cracca</i>	-	4 1	-	3 2	43 1	8 1	13 11	36 3	Vogelwikke
<i>Equisetum arvense</i>	-	7 1	6 1	10 1	36 7	23 3	17 3	45 3	Heer moes
<i>Iris pseudacorus</i>	-	-	-	-	29 3	-	-	-	Gele Iis
<i>Dactylorhiza spec.</i>	-	-	-	-	21 1	8 1	-	6 1	Handekenskruid spec.
<i>Equisetum palustre</i>	-	-	-	-	21 9	8 1	13 1	13 1	Lidrus
<i>Sdrpussetaceus</i>	-	-	-	-	14 1	-	4 1	4 1	Borstelbles

Tabel 4.1. Vervolg (2)

	OG	KG	MG	VG	OV	VN	ZV	JV								
Aantal opnames	15	96	47	30	14	13	24	47								
<i>Agrostis stolonifera</i>	-	15	3	13	1	30	13	79	6	92	18	100	23	87	3	Fioringras
<i>Carex disticha</i>	-	-	-	-	-	21	8	-	13	5	4	1	1	1	1	Tweerijige zegge
<i>Pulicaria dysenterica</i>	-	-	-	3	1	29	21	23	5	25	1	23	1	1	1	Heelblaadjes
<i>Symphytum officinale</i>	-	-	-	-	-	21	4	-	-	-	-	-	-	-	-	Gewone smeerwortel
Apium repens	-	-	-	-	-	-	-	-	13	4	-	-	-	-	-	Kruipend moerasscherm
<i>Cardamine pratensis</i>	-	-	2	1	-	43	1	-	33	1	13	1	1	1	1	Pinksterbloem
<i>Carex cuprina</i>	-	-	-	-	-	7	1	-	17	2	4	1	1	1	1	Valse voszegge
<i>Centaurium pulchellum</i>	-	-	-	-	-	-	-	8	1	21	2	4	2	2	2	Fraai duizendguldenkruid
<i>Eleocharis palustris</i>	-	-	-	-	-	14	2	15	1	67	7	17	1	1	1	Waterbies
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	13	1	2	1	1	1	1	Moerasdroogbloem
<i>Juncus compressus</i>	-	-	-	-	-	7	1	8	1	21	3	6	1	1	1	Platte rus
<i>Myosotis palustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	13	1	-	-	-	-	-	Moerasvergeet-mij-nietje
<i>Rorippa palustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	17	1	-	-	-	-	-	Moeraskers
<i>Rumex conglomeratus</i>	-	-	-	3	2	36	2	8	1	38	1	4	2	2	2	Kluwenzuring
<i>Trifolium fragiferum</i>	-	-	-	-	-	-	-	8	1	38	17	2	7	7	7	Aardbeiklaver
Triglochin palustris	-	-	-	-	-	-	-	-	8	1	-	-	-	-	-	Moeraszoutgras
<i>Alopecurus geniculatus</i>	-	-	2	1	3	1	7	1	38	2	25	2	-	-	-	Geknikte vossestaart
<i>Festuca pratensis</i>	-	-	-	-	-	14	6	-	-	-	-	-	-	-	-	Beemdlangbloem
<i>Hordeum secalinum</i>	-	-	-	3	4	-	-	23	13	8	16	-	-	-	-	Veldgerst
<i>Hypericum quadrangulum</i>	-	-	-	-	-	36	2	-	4	1	-	-	-	-	-	Gevleugeld hertshooi
<i>Juncus bufonius</i>	-	1	1	2	1	10	2	57	2	31	1	38	4	9	2	Greppelrus
<i>Juncus effusus</i>	-	-	2	1	-	14	2	-	4	20	2	1	1	1	1	Pitrus
<i>Juncus inflexus</i>	-	-	-	3	1	14	6	15	16	33	8	4	1	1	1	Zeegroene rus
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	-	-	-	-	-	36	3	8	1	-	-	-	-	-	-	Echte koekoeksbloem
<i>Odontites vernus</i>	-	1	1	2	1	-	14	2	15	1	8	1	2	1	1	Rode ogentroost
<i>Polygonum amphibium</i>	-	-	2	1	7	1	21	1	-	21	2	-	-	-	-	Veenwortel
<i>Potentilla anserina</i>	-	-	-	-	-	14	1	31	18	58	18	11	3	3	3	Zilver schoon
Rhinanthus angustifolius	-	3	1	6	16	7	16	64	16	-	8	2	36	1	1	Grote ratelaar
<i>Potentilla reptans</i>	-	18	2	26	4	7	8	36	4	15	7	38	7	43	3	Vijfvingerkruid
<i>Festuca arundinacea</i>	-	9	1	4	11	-	-	43	3	8	2	17	7	13	1	Rietzwenkgras
<i>Lathyrus pratensis</i>	-	1	1	-	3	2	21	4	-	4	1	4	4	4	4	Veldlathyrus
<i>Glechoma hederacea</i>	-	2	2	-	-	-	29	5	-	-	2	1	1	1	1	Hondsdrif
<i>Leontodon autumnalis</i>	7	1	2	1	11	1	7	1	14	1	-	29	1	2	2	Vertakte leeuwetand
<i>Plantago major</i>	-	-	11	7	37	1	29	18	38	1	63	3	32	1	1	Grote weegbree s.l.
<i>Carex hirta</i>	-	7	1	11	2	33	10	57	9	54	8	63	4	9	11	Ruige zegge
<i>Polygonum aviculare</i>	-	-	-	3	7	-	-	-	-	21	1	-	-	-	-	Varkensgras
<i>Ranunculus repens</i>	-	4	1	21	4	70	8	100	8	100	16	79	9	36	1	Kruipende boterbloem
<i>Trifolium repens</i>	20	2	34	7	74	11	77	20	71	12	100	18	83	10	5	Witte klaver
<i>Cirsium arvense</i>	-	4	1	13	2	40	4	29	7	62	6	17	1	9	1	Akkerdistel
<i>Trifolium pratense</i>	-	3	1	19	3	13	1	50	12	23	3	17	1	9	1	Rode klaver

4.1.2. Ontkalkt duingrasland (OG)

De groep van de ontkalkte duingraslanden onderscheidt zich van de overige opnames door klein tasjeskruid, vogelpootje, fijn schapengras, zandblauwtje, gaffeltandmos, zandhaarmos, grijs kronkelsteeltje (invasieve exoot) en minder uitgesproken ook door vroege haver, schapenzuring, hondsviooltje en muizenoor. Beduidend zeldzamer en gebonden aan humusarme mosduinen zijn open rendiermos en elandgeweimos. Dit laatste biotooptype valt eigenlijk buiten de opzet van deze studie en is überhaupt zeer zeldzaam aan onze kust. De aanwezigheid van tandjesgras deelt deze groep met bepaalde types van vochtige duinvalleien. Constante soorten van het ontkalkt duingrasland, met een presentie hoger dan 80% zijn duinklauwtjesmos, gewoon gaffeltandmos, zandzegge, gewone veldbies, schapenzuring, gewoon struisgras en reukgras.

De vegetatie is relatief soortenarm maar wel specifiek. Gemiddeld komen 20 soorten per opname voor waarvan 2,1 aandachtsoorten. Ook de Shannon-Wiener diversiteitsindex is laag (1,8). De vegetatie komt voor op droge ontkalkte duinen. Gemiddelde pH bedraagt 4,94 en is beduidend lager dan in alle andere types. Alle proefvlakken in deze dataset worden

begraasd. Er is slechts 1 biomassastaal voorhanden uit deze groep zodat hier weinig uitspraken kunnen over gedaan worden. Wellicht is die sterk vergelijkbaar met die van de kalkrijke duingraslanden (zie figuur 3.11).

Syntaxonomisch sluit het type aan bij het Dwerghaver-verbond voor wat betreft de vegetaties op humusarme bodems betreft en bij de Duin-struisgrasassociaat onder het Verbond van gewoon struisgras voor de graslanden op humeuze ontkalkte bodems. Dit laatste type heeft, met uitzondering van onderaardse klaver, eigenlijk geen echte kensoorten waardoor we de naamgeving vaak op structuurkenmerken baseren.

In onze dataset onderscheiden we nog twee varianten die binnen het kader van de Vegetatie van Nederland syntaxonomisch niet verschillen.

OG1 - Ontkalkt mosrijk grasland met klein tasjeskruid (9 opnames)

Mosrijk ontkalkt grasland met gemiddeld 40% bedekking van de kruidlaag en 80% van de moslaag. Gemiddeld worden 20 soorten per opname gevonden, waaronder 2,5 aandachtsoorten. De gemiddelde pH bedraagt 4,8 en is iets lager dan in de andere variant. Positief differentiërend ten opzichte van volgende groep zijn klein tasjeskruid, zandhaarmos, zandhoornbloem, groot laddermos, boskruiskruid en in mindere mate gaffeltandmos en purpersteeltje.

OG2 - Ontkalkt duingrasland met fijn schapengras en zandblauwtje (6 opnames)

Sterk gelijkaardig als het vorig type 1 maar met een meer gesloten kruidlaag (gemiddeld 75% bedekkend) en een iets minder goed ontwikkelde moslaag (gemiddeld 63%). Gemiddeld worden 19 soorten per opname gevonden, waaronder 1,5 aandachtsoorten. Positief differentiërend ten opzichte van 1 zijn fijn schapengras, zandblauwtje, vogelpootje, smalle weegbree, biggenkruid. De hogere presentie van Engels raaigras en witte klaver wijzen op voedselrijker karakter. Terwijl het vorige type enkel op droge bodems voorkomt, bevindt het maaiveld zich hier gemiddeld 1,85 m boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. De gemiddelde pH bedraagt 5,2 en is iets hoger dan in de eerste variant.

4.1.3. Kalkrijk mosduin en duingrasland (KG)

Karakteristiek voor de groep van kalkrijke duingraslanden en met een presentie hoger dan 10% zijn geel walstro, zachte haver, akkerhoornbloem, geel zonneroosje, smaragdmos, duinroosje, grote tijm, kruipend stalkruid, smal fakkelgras en (klein) leermos. Gewone ereprijs en glad walstro zijn nagenoeg tot de kalkrijke duingraslanden beperkt maar komen ook in andere types graslanden voor. Ook soorten typisch voor jonge kalkrijke mosduinen zoals zanddodengras, muurpeper en groot duinsterretje zijn hier vertegenwoordigd, hoewel dit vegetatietype strikt genomen geen deel uitmaakt van deze studie. Met de ontkalkte duingraslanden deelt deze groep duinklauwtjesmos, vroege haver, purpersteeltje, ruw vergeet-mij-nietje, lathyruswikke en vals rendiermos; met vochtige duinvalleien gewone vleugeltjesbloem, echt duizendguldenkruid, ogentroost (spec) en zeegroene zegge.

Karakteristieke soorten voor kalkhoudende bodems zijn onder meer zachte haver, knolboterbloem, duinreigersbek, zanddodengras, smal fakkelgras en zeldzamer grote tijm, liggend bergvlas, voorjaarsganzerik en kleine pimperl.

Door de variabiliteit binnen het type hebben slechts enkele soorten een presentie hoger dan 70%, namelijk rood zwenkgras, zandzegge, klein streepzaad, veldbeemdgras en jacobskruid. Gewone veldbies, veldbeemdgras, smalle weegbree, gewoon biggenkruid en veldereprijs hebben een presentie van ca. 50 tot 70%.

Gemiddeld worden 26 soorten per opname aangetroffen waarvan 1,8 aandachtsoorten. De soortenrijkdom dankt het type aan groot aantal zeldzame soorten (met lage presentie in de tabel) zoals onder meer kalkbedstro, bevertjes, kleverige reigersbek, kleine bevernel, hakig kronkelbladmos, voorjaarsganzerik, liggend bergvlas en ruwe klaver. De Shannon-Wiener diversiteitsindex bedraagt 2,1, wat relatief hoog is binnen de dataset.

De vegetatie komt voor op droge tot vochtige, kalkhoudende tot kalkrijke duinen. Vier proefvlakken komen voor op overgangsgronden (Cabour), de strandvlakte van Zwinduinen-Hazegraspolder of de opgehoogde terreinen van de Sashul. De gemiddelde diepte van het grondwater onder maaiveld bedraagt 2,74m maar de spreiding is vrij groot. Dit betekent dat de hele range van compleet grondwateronafhankelijk tot vochtig (maar nooit overstroomd) wordt bestreken. Dit verklaart ten dele ook de verschillen in biomassa-productie die variëren van 1,6 tot 7,1 ton/ha. Zeker in de droogste, humusarme en zuid-geëxponeerde proefvlakken is de biomassa-productie zeer laag. De gemiddelde biomassa binnen de kalkrijke duingraslanden bedraagt 3,7 ton/ha, de laagste waarde van alle hier besproken types. Gemiddelde pH bedraagt 7,54 en is op de jonge duinvalleien na het hoogst binnen de hele dataset. De zuurgraad bestrijkt een range van 5,2 tot 9,2. opvallend is dat de soortenrijkdom afneemt bij lagere pH. Onder pH 5,6 worden minder dan 20 soorten per proefvlak genoteerd en onder pH 6 worden nog hoogstens 2 aandachtsoorten gevonden. Het maximaal aantal soorten (meer dan 45) en aandachtsoorten (tot 11) per proefvlak komt voor bij pH 8.

De meeste proefvlakken binnen deze dataset worden begraasd maar ook alle andere beschouwde beheervormen (maaien met of zonder nabegrazing en niets doen) worden aangetroffen.

Syntaxonomisch behoort het type vooral tot het Verbond der droge, kalkrijke duingraslanden (Polygalo-Koelerion). De opdeling in associaties in de Vegetatie van Nederland vinden we hier niet terug, vermoedelijk omdat de Belgische duingraslanden als geheel meer aansluiten bij de Associatie van wondklaver en nachtsilene die in Nederland met het zogenaamde zeedorpenlandschap wordt geassocieerd. Ken- en differentiërende soorten voor deze associatie die ook in onze dataset met relatief hoge presentie voorkomen zijn schermhavikskruid, duizendblad, kleine bevernel, zachte dravik, knolboterbloem en kleine ratelaar. Echte kensoorten voor de Duin-paardenbloemassociatie zoals zandviooltje, voorjaarszegge, oranjegele paardenbloem en kruisbladgentiaan ontbreken aan onze kust.

Pionierduingraslanden en open duingraslanden met groot duinsterretje, zanddoddengras, kandelaartje, vroegeling en ruw vergeet-mij-nietje zijn meer verwant met het Duinsterretjes-verbond.

KGp - Kalkrijk pionierduingrasland met muurpeper en bleek dikkopmos (20 opnames)

Jong, kalkrijk grasland met geringe bedekking van de kruidlaag (gemiddeld 35%) en een goed ontwikkelde moslaag (87%). Gemiddeld worden 23 soorten per opname gevonden,

waaronder 1 aandachtsoort. De moslaag bedekt gemiddeld 90% en omvat vooral duinklauwtjesmos, groot duinsterretje en in mindere mate vals rendiermos. Eénjarige van mosduinen zijn goed vertegenwoordigd: zandhoornbloem, duinreigersbek, zandmuur, veldereprijs; naast typische tweejarige of overblijvende begeleiders als zandzegge, muurpeper, kleine leeuwentand, klein streepzaad, rood zwenkgras en jacobskruiskruid.

Het duingraslandkarakter uit zich in de hoge presentie van geel walstro, gewoon biggenkruid, veldbeemdgras en zachte ooievaarsbek.

De proefvlakken liggen buiten het bereik van het grondwaterpeil en de gemiddelde pH is 7,9.

KGo - Kalkrijk open mosduin/pionierduingrasland met groot duinsterretje en vroegeling (10 opnames)

Open vegetatie met gemiddeld 44% kaal zand, 13% bedekking van de kruidlaag en 52% van de moslaag. Gemiddeld worden 15 soorten per opname gevonden, waaronder 0,6 aandachtsoorten. Karakteristieke soorten met hoge presentia zijn groot duinsterretje (gemiddeld 42% bedekkend), duinklauwtjesmos, purpersteeltje, zandhoornbloem, zandzegge, muurpeper, klein streepzaad, rood zwenkgras en jacobskruiskruid.

Zanddodengras, duinreigersbek, vroegeling en ruw vergeet-mij-nietje differentiëren ten opzichte van het vorige type. Dit type sluit dus het dichtst aan bij de mosduinen van het Duinsterretjes-Verbond. Negatief differentiërend zijn zandmuur en vooral de graslandsoorten geel walstro, kleine leeuwentand, veldbeemdgras en zachte ooievaarsbek.

De proefvlakken liggen buiten het bereik van het grondwaterpeil. Gemiddelde pH is 8,9, de hoogste waarde binnen de hele dataset en beduidend hoger dan alle andere types droog tot vochtig grasland.

Soortenrijk kalkrijk duingrasland - KGg : (groepen 5-6-7)

Deze groep omvat de kenmerkende soorten van kalkrijk duingrasland op humeuze bodems, namelijk zachte haver, akkerhoornbloem, smaragdmoss, glad walstro, duinroosje, kleine bevernel en de aandachtsoorten grote tijm, geel zonneroosje, kalkbedstro, liggend bergglas en voorjaarsganzerik. Verder vinden we graslandsoorten met een bredere amplitude die ook voorkomen in pionierduingraslanden (geel walstro), ontkalkte duingraslanden (muizenoor, fijn schapengras, schapenzuring) of droge tot vochtige halfnatuurlijke graslanden (gewone veldbies, klein streepzaad, liggende klaver, veldbeemdgras, gewone rolklaver, gewone ereprijs). Verder differentiëren elementen van meer voedselrijke graslanden zoals gestreepte witbol, glanshaver, vijfvingerkruid en kruipende boterbloem van de vorige duingraslandtypes.

Het zijn soortenrijke opnames met gemiddeld 30 soorten per opname waarvan 2,2 aandachtsoorten. De aantallen lopen echter sterk uiteen. Soortenrijkste opnames komen voor in de Westhoek en in het Ter Yde duincomplex (inclusief Oostvoorduinen en Hannecart). Hier vinden we tot 51 soorten en 11 aandachtsoorten in één opname.

KGg1 - Soortenrijk duingrasland met reukgras en gewoon struisgras (19 opnames)

Mosrijk grasland met gemiddeld 71% bedekking van de kruidlaag en 57% van de moslaag. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 1,63 m boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Dit is dan ook het meest vochtige type binnen KGg waar de meeste proefvlakken een gedeelte van het jaar door grondwater worden beïnvloed.

Gemiddeld worden 30 soorten per opname gevonden, waaronder 2,4 aandachtsoorten. Differentiërend ten opzichte van de andere groepen binnen KGg zijn akkerhoornbloem, gewoon struisgras, reukgras, haakmos, schapenzuring en minder uitgesproken ook Engels raaigras, goudhaver en kruipend stalkruid. De combinatie van reukgras, gewoon struisgras en schapenzuring suggereert affiniteit met de Duin-Struisgrasassociatie (*Festuco-Galietum veri*) hoewel dit niet blijkt uit een lagere pH (7,2). Dit type heeft een brede verspreiding en komt voor in 15 verschillende duingebieden.

KGg2 - Soortenrijk duingrasland met vleugeltjesbloem en duinriet (24 opnames)

Wat betreft structuur sterk gelijkend op het vorige type maar met een iets hogere bedekking van de strooisellaag (15% ten opzichte van 5). Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 2,2 m boven het jaargemiddelde grondwaterpeil, waardoor het type droger is dan het vorige. De proefvlakken variëren van volledig grondwateronafhankelijk tot matig vochtig. Gemiddelde pH is 7,5.

Gemiddeld worden 32 soorten per opname gevonden, waaronder 2,6 aandachtsoorten. Deze groep is zwak gedifferentieerd door een reeks soorten waar moeilijk een ecologische samenhang in te onderscheiden valt. Het betreft smaragdmos, zandmuur, muurpeper, groot duinsterretje, liggende klaver, duinriet, gewoon duizendguldenkruid en gewone vleugeltjesbloem. Het type komt voor in 8 verschillende gebieden. De Westhoek is hierin goed vertegenwoordigd met ruim een derde van de opnames. B

KGg3 - Soortenrijk duingrasland met duinroosje en zachte haver (23 opnames)

Gesloten grasland met gemiddeld 87% bedekking van de kruidlaag. Moslaag is minder goed ontwikkeld dan in de vorige 2 types (55% bedekkend) en strooisellaag bedekt net meer (23%). Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 2,68 m boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Dit type is dus het droogst binnen de groep KGg. Gemiddelde pH is 6,8, iets lager dan de andere graslandtypes.

Gemiddeld worden 25 soorten per opname gevonden, waaronder 1,7 aandachtsoorten. Differentiërend zijn duinroosje, zachte haver, glanshaver, duinruit, rondbladig boogsterrenmos en ringelwikke. Het betreft een iets ruiger type, met een hogere bedekking van de kruidlaag (90%), een lagere mosbedekking (40%) en hogere bedekking van de strooisellaag (23%). Dit uit zich ook in een iets lagere soortenrijkdom (gemiddeld 25 soorten per opname).

Restopname - Storingsvegetatie met grote brandnetel en hondsdrif (1 opname)

Eén opname van pq kd_06 in de Krakeelduinen wordt afgesplitst omwille van de sterk afwijkende soortensamenstelling. Het betreft een storingsvegetatie die zich ontwikkelde na het kappen van abelen met grote brandnetel, duinriet, hondsdrif, gewone melkdistel, straatgras... In de opname worden 28 soorten gevonden, zonder aandachtsoorten.

4.1.4. Matig soortenrijk (duin)grasland met duizendblad en knolboterbloem (MG)

Het totale soortenaantal is in deze groep vegetatieopnames vrij hoog (gemiddeld 24) maar het aantal aandachtsoorten is laag (gemiddeld 0,8 soorten per opname). De Shannon-Wiener diversiteitsindex ligt zelfs iets hoger dan bij de kalkrijke duingraslanden

(2,19 t.o.v. 2,1). De soortensamenstelling combineert duinsoorten als zandzegge, schapenzuring, en zandhoornbloem met soorten van voedselrijke graslanden als Engels raaigras, ruw beemdgras, gewone hoornbloem, gewoon dikkopmos, gewone paardenbloem, witte klaver en gestreepte witbol. Glanshaver, klein streepzaad, rood zwenkgras en zachte dravik differentiëren ten opzichte van de vochtige types.

Knolboterbloem, onderaardse- en gestreepte klaver hebben in deze groep opnames hun hoogste presentie. Het zijn typische soorten voor relatief schrale graslanden op zandige bodems, zowel in de duinen als in het binnenland. We vinden het type op overgangsgroonden en - doorgaans afgevlakte - duinen met een voormalig landbouwgebruik, als in de polder.

Het maaiveld bevindt zich voor de gehele groep MG gemiddeld 1,14 m boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de bodem is licht zuur (gemiddelde pH van 6,28). De biomassa-productie bedraagt gemiddeld 4,67 ton DS/ha en zit tussen de kalkrijke duingraslanden en de voedselrijke graslanden in..

MG1 - Matig soortenrijk (duin)grasland met gestreepte en onderaardse klaver (23 opnames)

Relatief gesloten duingrasland (84% bedekking van de kruidlaag) met beperkte moslaag (gemiddeld 19% bedekkend) en gemiddeld 8% onbegroeid zand. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 2,68 m boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de bodem is licht zuur (gemiddelde pH van 6,25).

Gemiddeld worden 24 soorten per opname gevonden, waaronder 0,8 aandachtsoorten. Differentiërend ten opzichte van MG2 zijn gestreepte klaver, kleine ooievaarsbek, duinreigersbek en minder uitgesproken ook madeliefje en onderaardse klaver. Het zijn soorten met een voorkeur voor begrazing of voor meer open terreinen (cfr. 8% open zand). De opnames zijn gemaakt in proefvlakken uit de duinen en op overgangsgroonden uit 10 gebieden. Ongeveer de helft van de opnames komt uit de binnenduinen van Knokke, de overige proefvlakken liggen verspreid in de (binnen)duinen ten westen van Oostduinkerke.

MG2 - Matig soortenrijk (duin)grasland met veldzuring en rode klaver (24 opnames)

Gesloten duingrasland (92% bedekking van de kruidlaag) met beperkte moslaag (gemiddeld 20% bedekkend). Gemiddeld worden 24 soorten per opname gevonden, waaronder 0,6 aandachtsoorten. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 96 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Het type is dus duidelijk vochtiger dan het vorige. De gemiddelde pH is sterk vergelijkbaar met het vorige type (6,18).

Dit type differentieert zich van MG1 door soorten van glanshavergraslanden zoals veldzuring, rode klaver, scherpe boterbloem, glanshaver, gewone rolklaver en grasmuur. Het verschil in soortensamenstelling tussen groepen MG 1 en 2 suggereert een verschil in beheer, meer bepaald begrazing versus maaien. Toch worden de proefvlakken uit beide typen overwegend begraasd. De ruimtelijke verdeling doet vermoeden dat eerder een verschil in lokale soortenpool een rol speelt. Type MG2 vinden we gegroepeerd in 3 gebieden: Oostvoorduin, D'Heye en de Zwinduinen (Kleyne Vlakte).

Restopname - Vochtig grasland (PQ ov_02)

Soortenrijke opname van pq ov_02 uit de Oostvoorduin met 44 soorten, waaronder 5 aandachtsoorten. Deze opname is lastig te classificeren door de aanwezigheid van soorten uit zowel droge als natte duinmilieus.

Restopname - Vochtig grasland (PQ hs_15)

Soortenrijke opname van pq hs_15 uit de Houtsaegerduinen met 38 soorten (zonder aandachtsoorten). Ook hier bemoeilijkt een uitzonderlijke combinatie van soorten van droge en natte standplaatsen de classificatie.

4.1.5. Voedselrijk grasland (VG)

Deze groep wordt voornamelijk negatief gedifferentieerd. Gemiddeld worden slechts 17 soorten per opname gevonden, het laagste cijfer binnen de hele dataset. Slechts sporadisch wordt een aandachtsoort gevonden (gemiddeld 0,2 per opname). Toch is de soortenrijkdom al behoorlijk veel hoger dan in zwaar bemest productiegrasland maar het betreft allemaal in Vlaanderen zeer algemene soorten. Enkel ridderzuring kan binnen deze dataset als kensoort worden beschouwd. Soorten met een hoge presentie zijn Engels raaigras, ruw beemdgras, gewone hoornbloem, paardenbloem, gestreepte witbol, zachte dravik, kruipende boterbloem, witte klaver, kropaar en akkerdistel. Syntaxonomisch beschouwt de Vegetatie van Nederland de hier afgebakende voedselrijke graslanden als Rompgemeenschap ruw beemdgras-Engels raaigras van de weegbree-Klasse (voormalig gezien als zelfstandige associatie Poo-Lolietum).

De proefvlakken liggen zowel in duinen, overgangsgonden als in de polder. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 74 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH is 6,45. De biomassa-productie is het hoogst van de hele dataset, gemiddeld 6,75 ton DS/ha.

VG1 - Voedselrijk grasland met slibbladige ooievaarsbek en grote weegbree (18 opnames)

Gesloten graslanden met zeer geringe mosbedekking (gemiddeld 7%). Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 87 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Gemiddelde pH is 6,8.

Gemiddeld worden 19 soorten per opname gevonden, waaronder 0,2 aandachtsoorten. Deze groep van opnames onderscheidt zich van de overige voedselrijke graslanden door de hoge presentie van eerder banale duingraslandsoorten als veldereprijs, jacobskruiskruid, biggenkruid en veldbeemdgras en stringsoorten als kweek en grote weegbree. Slibbladige ooievaarsbek is nagenoeg beperkt tot dit type. Gemiddeld worden 20 soorten per opname gevonden met slechts in 3 opnames één aandachtsoort.

De opnames worden in 8 verschillende gebieden en op alle bodemtypes gevonden. Een opvallende concentraties vinden we in de binnenduinen van Knokke (8 opnames)

VG2 - Voedselrijk vochtig grasland met ruige zegge (4 opnames)

Structureel gekenmerkt door de relatief hoge bedekking van de strooisellaag (25%) ten opzichte van de andere voedselrijke graslanden. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 68 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Gemiddelde pH is 6,1.

Gemiddeld worden 17 soorten per opname gevonden, waaronder 0,3 aandachtsoorten. Zwak gedifferentieerde groep van 4 opnames met gewoon struisgras, scherpe boterbloem en ruige zegge. Gemiddeld komen 16 soorten voor met slechts in één opname één enkele aandachtsoort. De opnames zijn gemaakt in Garzebekeveld, Oosthoekduinen en D'Heye.

VG3 - Voedselrijk vochtig grasland met grote vossenstaart (8 opnames)

Gesloten graslanden zonder moslaag. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 43 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Gemiddelde pH is 6,1.

Gemiddeld worden 12 soorten per opname gevonden, waaronder 0,1 aandachtsoorten. Zwak gedifferentieerde groep opnames van polder en overgangsgronden met als kenmerkende soorten grote vossenstaart, krulzuring, akkerdistel en scherpe boterbloem. Gemiddeld komen 12 soorten voor per opname met slechts in één opname één enkele aandachtsoort. Met uitzondering van één proefvlak uit de Vuurtorenweide, werden alle opnames gemaakt in de Oosthoekduinen.

Restgroep - Ingezaaid grasland met Italiaans raaigras (2 opnames)

Opnames van ca_94 en ca_95 in zones die ten behoeve van natuurontwikkeling zijn vergraven en ingezaaid met Italiaans raaigras. Er komen slechts 5 soorten per opname voor zonder aandachtsoorten.

Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 75 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Gemiddelde pH is hoog, namelijk 7,3, omwille van de vergraving (of voormalig ploegen) waardoor kalkrijke wadafzettingen aan de oppervlakte zijn gekomen.

4.1.6. Vegetatie van oude duinvalleien met elementen van het Dotterbloem-verbond (OV)

Kenmerkend voor deze groep zijn relatief algemene soorten van het Dotterbloem-Verbond zoals tweerijige zegge, echte koekoeksbloem, gevleugeld hersthooi en rietzwenkgras. Karakteristiek is verder de combinatie van soorten van natte en vochtige graslanden waardoor het soortenaantal zeer hoog is. Gemiddeld worden 31 soorten per opname aangetroffen, waarvan 2,6 aandachtsoorten. Het totale soortenaantal is het hoogst binnen de hele dataset maar het aantal aandachtsoorten is beduidend lager dan in de jonge duinvalleien.

De bodem is licht zuur (pH 6,33) en het maaiveld bevindt zich gemiddeld 52 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Dit is vergelijkbaar met de jonge duinvalleien maar hoger (droger) dan de natte voedselrijke graslanden (NV) en zilverschoongraslanden (ZV). De gemiddelde productie bedraagt 6,55 ton DS/ha en ligt in dezelfde grootte-orde als de voedselrijke graslanden op drogere bodems..

OV1 - Oude duinvalleivegetatie met paddenrus en (5 opnames)

Gesloten vegetatie (kruidlaag gemiddeld 99% bedekkend) met een beperkte moslaag (23%) en goed ontwikkelde strooisellaag (gemiddeld 45%). Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 60 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH bedraagt 6,5.

Gemiddeld worden 30 soorten per opname gevonden, waaronder 1,8 aandachtsoorten. Soorten met hoge presentie zijn grote kattenstaart, grote wederik, fioringras, gewone brunel, ruw walstro, gestreepte witbol, gewone hoornbloem, kruipende boterbloem en duinriet. Differentiërend ten opzichte van OV2 zijn vooral ruigtkruiden zoals dauwbraam, hondsdrif, duinriet, smeewortel, koninginnenkruid en wolfspoot maar ook paddenrus en gewone brunel. Het betreft één opname uit Hannecart (ha_17) en vier uit de zuidwestelijke pannen van de Westhoek.

OV2 - Vochtig grasland met rode klaver en grote ratelaar (9 opnames)

Gesloten vegetatie met een beperkte moslaag (25%). Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 47 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil waardoor het type globaal iets natter is dan OV1. De gemiddelde pH bedraagt 6,2.

Gemiddeld worden 31 soorten per opname gevonden, waaronder 3 aandachtsoorten. De vegetatie differentieert zich vooral van het vorige type OV1 door soorten van (vochtig) glanshavergrasland zoals veldzuring, scherpe boterbloem, grote ratelaar, zomprus en rode klaver. De opnames uit deze groep zijn gemaakt in de fossiele strandvlakte van Hannecart-Groenendijk, de binnenduintrand van de Belvédère en Oostvoorduin en een oude duinvallei in het zuiden van de Westhoek.

4.1.7. Voedselrijk nat grasland (VN)

VN - Voedselrijk nat grasland met kamgras en timoteegras (13 opnames)

Gesloten cultuurgrasland met gemiddeld 18 soorten per opname, waaronder 1 aandachtsoort. Shannon-Wiener diversiteitsindex is 1,95. dit is de laagste waarde binnen de vochtige types maar toch hoger dan VG en OG. Het type heeft geen eigen karakteristieke soorten maar een aantal grassoorten bereikt in dit type de hoogste presentie, namelijk kamgras, timoteegras, geknikte vossenstaart en veldgerst. Algemene soorten met presentie hoger dan 75% zijn ruw beemdgras, gewone hoornbloem, gestreepte witbol, fioringras, kruipende boterbloem en witte klaver. Het type verschilt van de droge tot vochtige voedselrijke graslanden (VG) door de aanwezigheid van vochtminnende soorten als zomprus, fioringras, zilverschoon, geknikte vossenstaart en heelblaadjes en de veel geringere presentie van soorten van droge graslanden zoals jacobskruiskruid, zachte dravik en glanshaver. Engels raaigras heeft een lagere presentie (62%) en veel lagere karakteristieke bedekking (5%) dan in type VG. Syntaxonomisch sluit het type aan bij de kamgraslanden (*Lolio-Cynosuretum*) maar ook bij het Zilverschoon-Verbond.

Het voedselrijk nat grasland wordt vooral gevonden in de polder en op overgangsgonden in 8 verschillende gebieden. Slechts 2 opnames komen uit de (rand van de) duinen. Het zijn vooral voormalige cultuurgraslanden (2 voormalige akkers) die actueel worden begraasd. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 38 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Gemiddelde pH is 6,6.

De biomassaproductie bedraagt gemiddeld 5,6 ton DS/ha, wat 1,15 ton lager is dan bij de droge tot vochtige voedselrijke graslanden VG.

4.1.8. Natte graslanden met elementen van het Zilverschoon-Verbond (ZV)

Gesloten nat grasland met gemiddeld 22 soorten per opname waarvan 1,8 aandachtsoorten. Shannon-Wiener index is 2,02, net iets hoger dan bij VN. Verschillende soorten kenmerkend voor het Zilverschoonverbond hebben in dit type de hoogste presentie binnen de hele dataset: aardbeiklaver, gewone waterbies, zilverschoon en met lagere presentie ook platte rus, valse voszegge, vertakte leeuwentand, moerasvergeet-mij-nietje en de aandachtsoorten moeraszoutgras en kruipend moerasscherm (Bijlage 2-soort van de Habitatrichtlijn). Andere soorten met hoogste presentie in dit type zijn moeraswalstro, moeraskers, zeegroene rus,

gewoon sikkemos en de aandachtsoorten borstelbies en fraai duizendguldenkruid. Kenmerkend voor het type is ook de aanwezigheid van een aantal storingssoorten zoals straatgras, grote weegbree hopklaver, varkensgras en ruige zegge. Straatgras en grote weegbree zijn, net zoals vertakte leeuwentand, kensoorten van de Weegbree-klasse, waar de zilverschoongraslanden deel van uitmaken. Overige algemene soorten met hoge presentie zijn fioringras (100% presentie en 23% karakteristieke bedekking), zomprus, watermunt, witte klaver en kruipende boterbloem. Met de voedselrijke natte graslanden deelt het type de kensoorten vooral geknikte vossenstaart.

Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 19 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. Hiermee is ZV globaal het natste type van de hele dataset. De gemiddelde pH is 7,2.

De opnames zijn voor de helft afkomstig uit de overgangsgronden maar ook uit duinen en polders. Ze werden gemaakt in proefvlakken uit 11 verschillende gebieden. Ze worden allemaal begraasd, in een aantal gevallen als nabegrazing na hooien. De biomassa-productie is hoog (6,08 ton DS/ha).

ZVs - Natte storingsvegetatie met straatgras en varkensgras (6 opnames)

Open vegetatie met een gemiddelde totale bedekking van 71%. Gemiddeld worden 19 soorten per opname gevonden, waaronder 1,2 aandachtsoorten. Differentiërend ten opzichte van de andere groepen uit ZV zijn vooral storingssoorten (kweek, jacobskruiskruid, en straatgras) maar ook veldgerst. Watermunt is opvallend minder vertegenwoordigd.

Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 33 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH is 7,1. De opnames komen uit proefvlakken uit de polder en overgangsgronden (de meeste uit de Zwinduinen).

ZVg1 - Soortenrijk nat grasland met aardbeiklaver en platte rus (5 opnames)

Mosrijk grasland met een gemiddelde bedekking van de kruidlaag van 77%, van de moslaag 70% (puntmos) en van de strooisellaag 21%. Samen met het volgend type vormen ze de groep met het grootste graslandkarakter, gedifferentieerd door puntmos, zomprus, aardbeiklaver, ruige zegge en kruipend moerasscherm. De eerste variant ZVg1 bestaat uit soortenrijke opnames: gemiddeld worden 30 soorten per opname gevonden, waaronder 2,6 aandachtsoorten (twee opnames met kruipend moerasscherm). Differentiërend ten opzichte van de tweede variant zijn rood zwenkgras, smalle weegbree, pinksterbloem, gestreepte witbol, zeegroene rus, platte rus, herfstleeuwentand, wolfspoot en heelblaadjes. Gewone waterbies is opvallend minder goed vertegenwoordigd.

Het maaiveld bevindt zich gemiddeld ongeveer ter hoogte van het jaargemiddelde grondwaterpeil. Hiermee is dit ook de natste groep opnames uit de hele dataset. Gemiddelde pH is 7,1.

ZVg2 - Nat grasland met zilverschoon en gewone waterbies (10 opnames)

Qua structuur sterk gelijkend op het vorig type: gemiddelde bedekking van de kruidlaag bedraagt 79% en van de moslaag 50%. Ook de soortensamenstelling sluit aan maar de variant ZVg2 is negatief gedifferentieerd en dus een stuk soortenarmer. Gemiddeld worden 23 soorten per opname gevonden, waaronder 2,1 aandachtsoorten. Enkel moeraswalstro komt meer voor dan in de eerste variant. Negatief differentieërend ten opzichte van de hele groep ZV zijn vooral graslandsoorten als Engels raaigras, smalle weegbree, rood zwenkgras,

gestreepte witbol en vertakte leeuwentand. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 28 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH is 7,0.

ZVn - Nat grasland met veenwortel en gewoon sikkemos (3 opnames)

Open vegetatie met gemiddelde bedekking van de kruidlaag van 50% en een goed ontwikkelde moslaag die gemiddeld 62% bedekt. Gemiddeld worden 15 soorten per opname gevonden, waaronder 0,7 aandachtsoorten. Het type bestaat uit 3 opnames van natte, kalkrijke standplaatsen. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld slechts 4 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH is 8,1, beduidend hoger dan de andere types binnen de zilverschoongraslanden. Differentiërend zijn riet, veenwortel, gewoon sikkemos en vijfvingerkruid. opvallend minder vertegenwoordigd zijn de algemene graslandsoorten Engels raaigras, paardenbloem, kruipende boterbloem en witte klaver.

Restopname - Natte ruigte met oeverzegge en koninginnenkruid (PQ VW_01)

Een afwijkende opname met onder meer riet, viltige basterdwederik en zeegroene rus uit de vuurtorenweide. Er komen 11 soorten in voor waaronder één aandachtsoort (kleine watereppe).

4.1.9. Jonge duinvalleivegetaties (JV)

De jonge duinvalleien herbergen de meest soortenrijke vegetaties (gemiddeld 27 soorten per opname) met vooral het grootste aantal aandachtsoorten (gemiddeld 6,8 per opname, meer dan het drievoud van de graslanden). De Shannon-Wiener diversiteitsindex is 2,22. Dit is een relatief hoge waarde maar toch beduidend lager dan bij de oude duinvalleien.

Algemene soorten met hoge presentie delen ze met de duingraslanden (duinriet, zandzegge, duindoorn, dauwbraam), voedselrijke graslanden (fioringras, witte klaver) en natte vegetaties (watermunt, puntmos en zomprus). Binnen deze dataset specifiek voor duinvalleien (jong én oud) zijn kruipwilg, grote wederik, zeegroene zegge, waternavel en de aandachtsoorten paddenrus en zeldzamer brede en rietorchis (samen als *Dactylorhiza spec.* in de synoptische tabel). De jonge duinvalleien zijn opvallend rijk aan aandachtsoorten: drienerfzige zegge, dwergzegge, moeraswespenorchis, vleeskleurige orchis, parnassia, rond wintergroen, geelhartje en addertong. Met de duingraslanden delen ze daarenboven gewone vleugeltjesbloem stijve ogentroost (s.l.), en tandjesgras. Andere specifieke soorten met lage presentie zijn echt vetmos, waterpunge en kale jonker. De hier behandelde jonge duinvalleivegetaties rekenen we tot het Knopbies-verbond binnen de Klasse der kleine zeggen.

Het maaiveld bevindt zich voor de hele groep gemiddeld 52 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH bedraagt 8,01, de hoogste waarde binnen de hele dataset. Biomassaproductie is gemiddeld 4,4 ton DS/ha. Dit is iets hoger dan bij de duingraslanden maar duidelijk het laagst binnen de natte vegetaties. Nagenoeg alle proefvlakken komen uit de duinen. Ze worden zowel gemaaid, begraasd als beheerd door een combinatie van beide. De jonge duinvalleien hebben het hoogste aandeel aan gemaaide proefvlakken. Ruim de helft van de proefvlakken zijn gelegen in de Westhoek maar ook Ter Yde en de Zwinduinen zijn vrij goed vertegenwoordigd met respectievelijk 5 en 4 opnames.

JVg1 - Duinvalleivegetatie met rond wintergroen en stijve ogentroost (15 opnames)

Mosrijke vegetatie met gemiddeld 76% bedekking van de kruidlaag en 29% van de moslaag. De strooisellaag bedekt gemiddeld 24%. Gemiddeld worden 33 soorten per opname gevonden, waaronder 8,6 aandachtsoorten. Dit is de meest soortenrijke groep van de hele dataset. Differentiërend ten opzichte van volgende groep zijn de algemene soorten duindoorn, veldbeemdgras, gestreepte witbol en gewoon biggenkruid en de aandachtsoorten rond wintergroen, stijve ogentroost, geelhartje.

Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 83 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH is 8,0.

JVg2 - Duinvalleivegetatie met dwergzegge en waternavel (26 opnames)

Mosrijke vegetatie met gemiddeld 66% bedekking van de kruidlaag en eveneens 66% van de moslaag. Gemiddeld worden 25 soorten per opname gevonden, waaronder 6,6 aandachtsoorten. De soortensamenstelling is vooral negatief gedifferentieerd ten opzichte van de vorige variant. Dwergzegge, waternavel en watermunt bereiken hogere presenties in variant JVg2. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 40 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil. De proefvlakken zijn dus een stuk natter waardoor soorten van droge graslanden ontbreken. Gemiddelde pH is 7,9.

JVp - Pionier duinvalleivegetatie met vetmos en waterpunge (6 opnames)

Open vegetatie met een gemiddelde totale bedekking van 44%. De kruidlaag bedekt gemiddeld 36% en de moslaag 19%. Gemiddeld worden 20 soorten per opname gevonden, waaronder 3,3 aandachtsoorten. Differentiërende pioniersoorten zijn vetmos, waterpunge en in lage presentie strandduizenguldenkruid. Dit wijst op een inslag van de Associatie van strandduizenguldenkruid en krielparnassia. Verder vinden we een aantal storingssoorten zoals grote weegbree, wolfspoot, heermoes en vijfvingerkruid.

Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 24 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH is 8,6; de op één na hoogste waarde van de hele dataset. De proefvlakken zijn afkomstig uit de Noordduinen en de Zwinduinen en zijn gelegen in zones die door ontstruweling en/of afplaggen als duinvallei zijn ingericht.

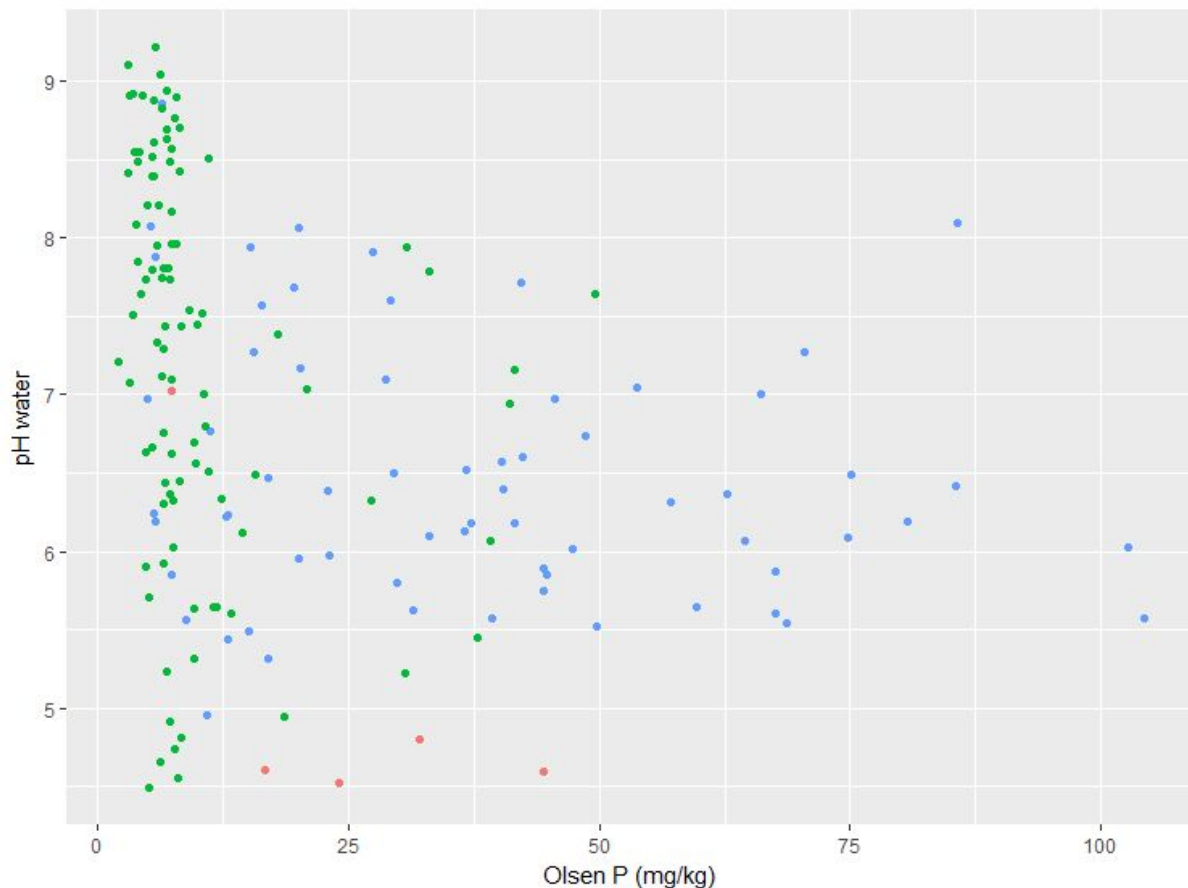
Restgroep - Natte ruigte met gele lis en oeverzegge (3 opnames)

Gesloten vegetatie met een goed ontwikkelde strooisellaag (gemiddeld 92% bedekkend). Gemiddeld worden 14 soorten per opname gevonden, waaronder 1 aandachtsoort (paddenrus). Karakteristieke soorten zijn verder grote wederik, moeraswalstro en tweerijige zegge. Het maaiveld bevindt zich gemiddeld 34 cm boven het jaargemiddelde grondwaterpeil en de gemiddelde pH is 6,0. De drie opnames zijn afkomstig uit de zuidelijke pannen van de Westhoek (de Weide).

4.2. Verkenning van de bodemkarakteristieken

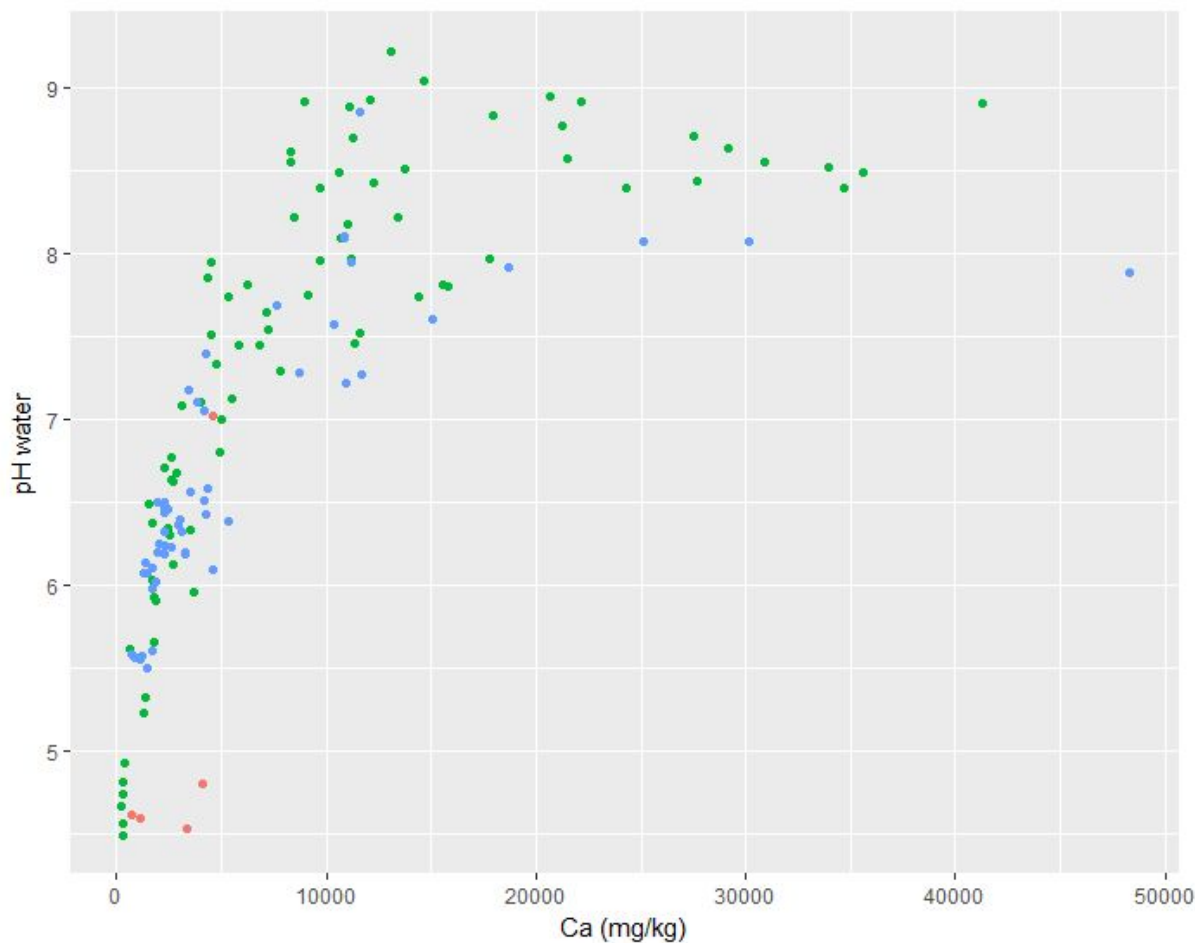
De bodemkarakteristieken met de grootste invloed op de vegetatie zijn de zuurtegraad (pH) en de biobeschikbare fosforvoorraad (Olsen P) in de bovenste laag van de bodem. Bij wijze van verkenning vergeleken we de pH en de Olsen P van de verschillende plots (Figuur 4.12). We zien dat de voormalige landbouwactiviteit duidelijk zichtbaar blijft door de hogere biobeschikbare fosforvoorraad. Het valt ook op dat de bovenlaag van de bodem in bossen

meestal erg zuur is, dit is een gekend fenomeen dat veroorzaakt wordt door het vrijkomen van humuszuren in de strooisellaag (zie ook verder hoofdstuk 6 en 7). Uit de analyse van de vegetatie blijkt dat het aantal soorten en aandachtsoorten in percelen met een hogere fosforvoorraad beduidend lager ligt. Om soortenrijke graslanden te herstellen in de voormalige landbouwpercelen lijkt het dus dat de fosforvoorraad moet dalen tot het niveau van de referentiepercelen (zie hoofdstuk 5).



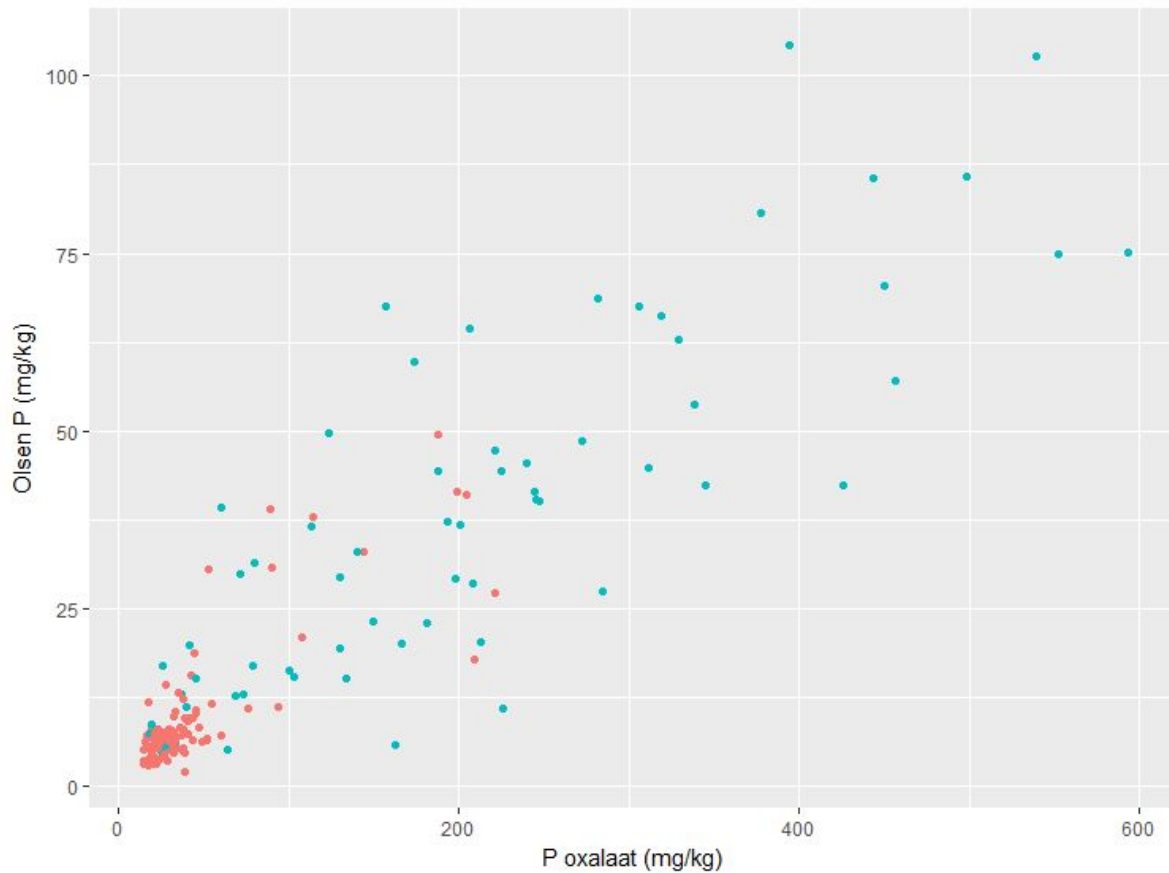
Figuur 4.12: Zuurtegraad en biobeschikbare fosforvoorraad van de toplaag van de bodem voor referentiepercelen (groen), verarmde vegetaties (blauw) en bossen (rood).

De zuurtegraad in de bovenste laag van de bodem hangt sterk samen met de calciumvoorraad: basische plots (pH >7) komen voor bij een matig tot hoge concentratie calcium (> 5 000 mg/kg)(Figuur 4.13).



Figuur 4.13: De calciumvoorraad en de zuurtegraad van de bovenste bodemlaag voor de plots in referentiepercelen (groen), verarmde vegetaties (blauw) en bossen (rood).

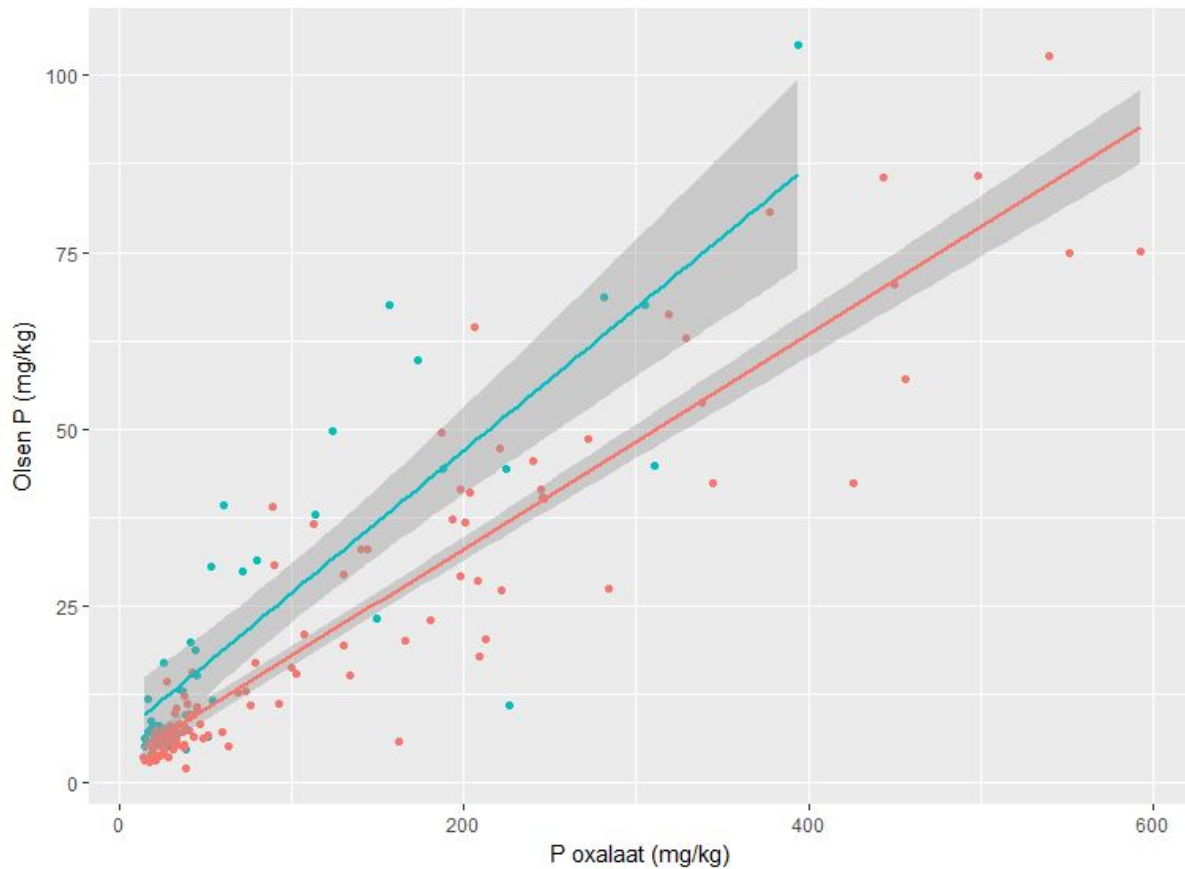
Door de specifieke eigenschappen van fosfor in de bodem (zie hoofdstuk 2) is niet enkel de biobeschikbare fosforfractie van belang. Deze fractie staat namelijk in evenwicht met een traag-circulerende fosforfractie (oxalaat P), wat leidt tot een vrij constante verhouding tussen deze twee fracties: een grote voorraad van traag-circulerend fosfor (>300 mg/kg) zal leiden tot een hoge Olsen P (>50 mg/kg) (Figuur 4.13). De verhouding tussen Olsen P en Oxalaat P noemen we de beschikbaarheid van fosfor in de bodem. De beschikbaarheid van fosfor in referentiepercelen is lager dan in voormalige landbouwpercelen.



Figuur 4.14: Biobeschikbare fosfor (Olsen P) en traag-circulerende fosfor (Oxalaat P) in de bovenlaag van de bodem in referentiepercelen (rood) en in plots met een verarmde vegetatie (groen).

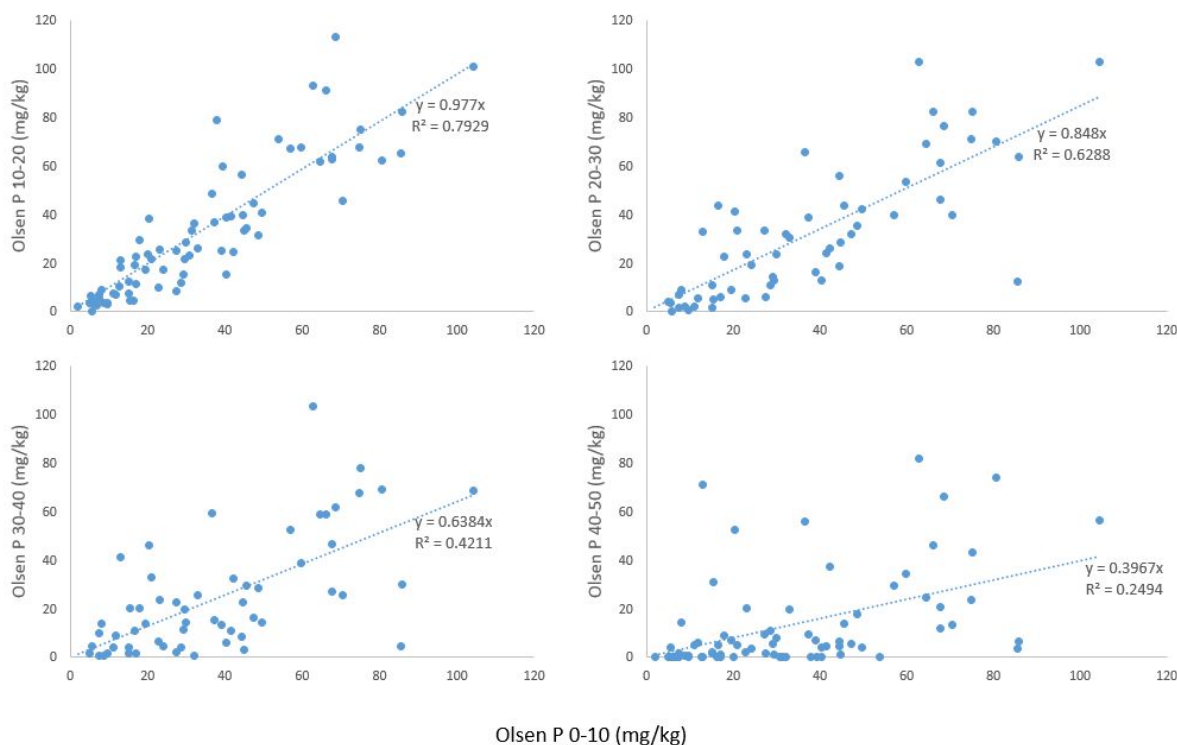
Er zit er nog flink wat spreiding in de beschikbaarheid van fosfor in de bodem. Dit hangt onder meer samen met de mogelijkheid tot binding van fosfaten aan calciumionen. In meer kalkrijke bodems (met een hogere pH) is de hoeveelheid biobeschikbare fosfor bij een bepaalde hoeveelheid traagcirculerende fosfor lager dan bij zuurdere plots (Figuur 4.15). De samenhang tussen de Olsen P en de oxalaat P hangt dus af van de pH en wordt samengevat door onderstaande vergelijking:

$$P_{\text{olsen}} [\text{mg/kg}] = 15.4229 + 0.3099 \cdot P_{\text{oxalaat}} [\text{mg/kg}] - 1.5338 \cdot \text{pH} - 0.0237 \cdot \text{pH} \cdot P_{\text{oxalaat}} [\text{mg/kg}]$$



Figuur 4.15: Biobeschikbare fosfor (Olsen P) en traag-circulerende fosfor (Oxalaat P) in de bovenlaag van de bodem, gesplitst volgens de zure percelen (pH <7) en de basische percelen (pH >7).

Met het uitgebreid bodemonderzoek zijn er ook veel gegevens voorhanden van de onderliggende lagen van de bodem (voornamelijk in voormalige landbouwpercelen) (zie appendix). De meeste kaartjes en figuren in dit rapport zijn voornamelijk gebaseerd op de bovenste laag van de bodem, omdat deze gegevens voorhanden zijn voor referentiepercelen en voormalige landbouwpercelen en omdat deze laag de sterkste invloed uitoefent op de vegetatie. Bovendien is er haast altijd een sterke relatie tussen de karakteristieken van de diepere bodemlagen en de bovenste bodemlaag. Voor biobeschikbaar fosfor bijvoorbeeld (Figuur 4.15) is het voor de meeste plots goed mogelijk om de Olsen P van een diepere laag af te leiden uit de Olsen P van de bovenste laag van de bodem. Zowel de hoeveelheid biobeschikbaar fosfor (richtingscoëfficiënt van de regressie) als de sterkte van de relatie (R^2 van de regressie) nemen wel af met toenemende diepte.

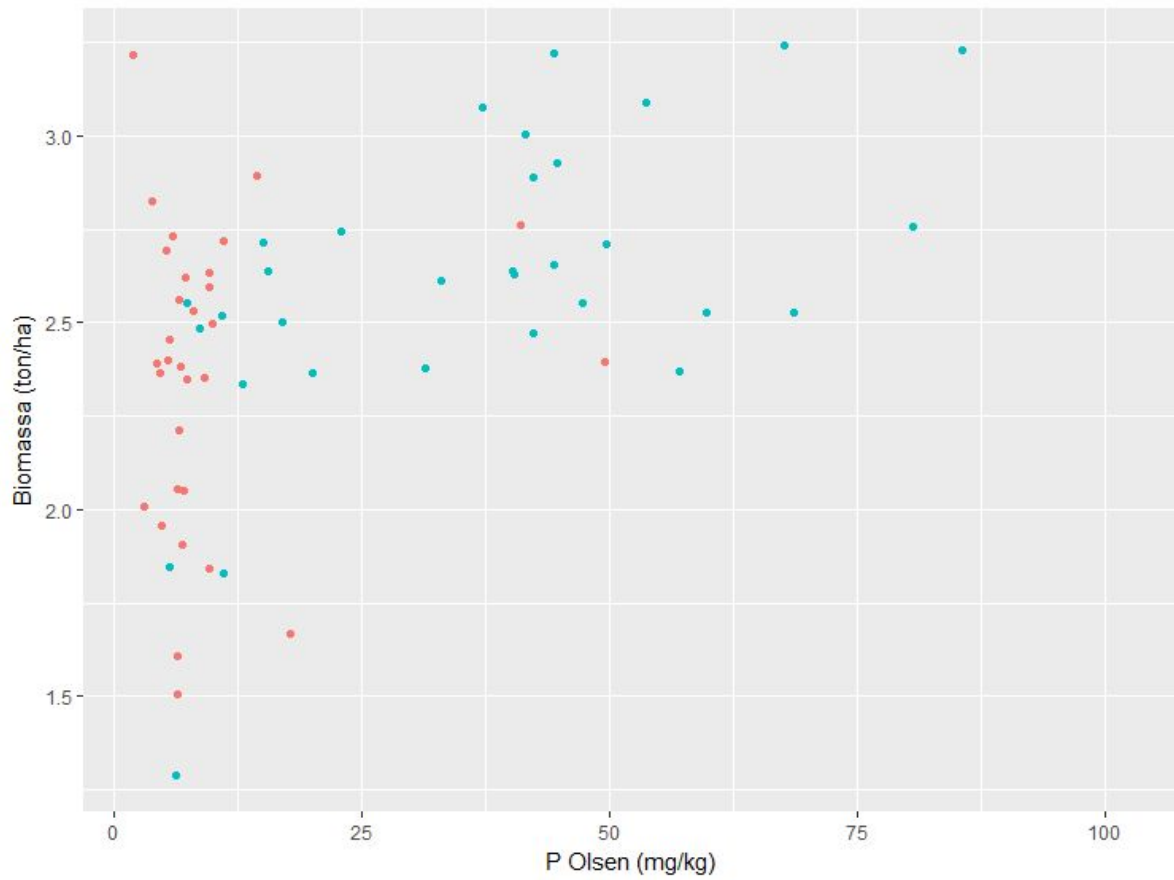


Figuur 4.16: Verband tussen de biobeschikbare fosforvoorraad in de bovenste laag van de bodem (telkens op de x-as) en de onderliggende lagen van de bodem in voormalige lanbouwpercelen.

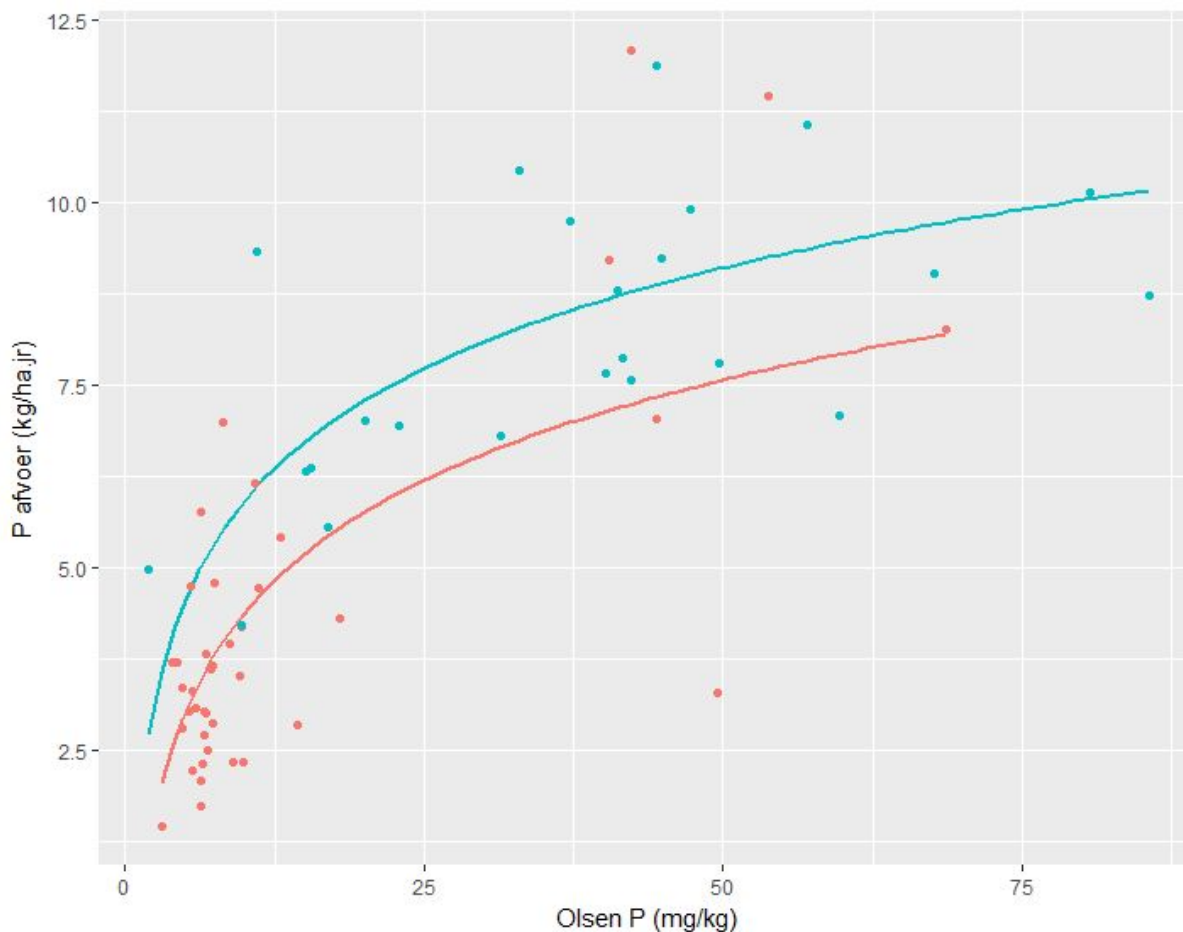
4.3. Biomassaproductie en fosforafvoer

De productiviteit van graslanden speelt een belangrijke ecologische rol, omdat het zowel de soortenrijkdom als het abiotisch herstel beïnvloedt. Een hoge biomassaproductie zal de competitieve soorten bevoordelen, wat kan leiden tot het verdwijnen van meer gespecialiseerde soorten en dus een daling in soortenrijkdom. Met een hoge biomassaproductie kunnen terzelfdertijd ook grote hoeveelheden voedingsstoffen uit het ecosysteem afgevoerd worden bij het maaien, wat voor het abiotisch herstel erg belangrijk is. Hieronder volgt een grondige analyse van (i) de biomassaproductie en (ii) de fosforafvoer in de duingraslanden. De biomassaproductie en de fosforconcentratie werd in juni bepaald voor een subset van de plots (zie §3.3)

Verschillende factoren beïnvloeden de biomassaproductie, zoals bijvoorbeeld, de fosforvoorraad in de bodem, de geomorfologische klasse, de vochtigheidsgraad en het aantal jaar uit landbouwbeheer. Figuren 4.16 en 4.17 illustreren de biomassaproductie en de P-afvoer in relatie tot de biobeschikbare P-fractie in de bodem, in zowel de referentiegraslanden als de percelen met voormalig landbouwgebruik. De biomassaproductie stijgt met toenemende beschikbaarheid aan biobeschikbaar P, al is de trend niet echt heel duidelijk en significant, zeker niet in referentiepercelen (Figuur 4.16).



Figuur 4.17: Biomassaproductie in de bemonsterde plots in functie van biobeschikbare fosfor in de bodem en opgesplitst volgens referentiepercelen (rood) en percelen met verarmde vegetatie (blauw).



Figuur 4.18 Fosforafvoer in de bemonsterde plots in functie van biobeschikbare fosfor in de bodem en opgesplitst volgens geomorfologische klasse: duinen (zandbodems; rood) en overgang en polder (hoger gehalte aan klei, blauw). De lijnen geven het model weer dat de P-afvoer voorspelt in functie van de Olsen P en de geomorfologische klasse.

De fosforafvoer wordt bepaald als het product van de met het beheer afgevoerde biomassa en de fosforconcentratie van die biomassa. De afgevoerde hoeveelheid fosfor zal bepalen hoe vlug de voorraad in de bodem zal afnemen bij een maai- of uitmijnbeheer en dus hoe vlug het ecologisch doel behaald zal worden. Een hoge fosforafvoer is dus wenselijk voor het abiotisch herstel.

Na een statistische analyse van de verschillende factoren die biomassa productie en fosforconcentratie en dus de fosforafvoer kunnen beïnvloeden werd een model ontwikkeld om de fosforafvoer te voorspellen. Enkel de fosforconcentratie en de geomorfologische klasse werden overgehouden als significante voorspellende variabelen. Onderstaande vergelijkingen en figuur 4.17 geven de voorspelde P-afvoer weer in functie van de biobeschikbare fosforvoorraad in de bodem en de geomorfologische klasse:

$$\begin{aligned} \text{Fosforafvoer op duinbodems [kg/ha]} &= -0.1697 + 1.9809 \cdot \ln(\text{Olsen P [mg/kg]}) \\ \text{Fosforafvoer op overgangs- en polderbodems [kg/ha.jr]} &= 1.364 + 1.9809 \cdot \ln(\text{Olsen P [mg/kg]}) \end{aligned}$$

4.4 Stikstof- en fosforlimitatie van de graslanden

Stikstof, fosfor en kalium vormen de belangrijkste voedingsstoffen van planten. Door het analyseren van de concentratie en de verhoudingen van deze nutriënten in het plantenweefsel kan er afgeleid worden welke voedingsstof beperkend is voor de optimale groei. De evaluatie kan eenvoudig aan de hand van het vergelijken met een grensconcentratiewaarde (Bailey et al., 1997), maar binnen de landbouw werden ook meer gesofisticeerde voedingsindices ontwikkeld die rekening houden met de concentratie, de biomassa-productie en de onderlinge verhouding van de voedingsstoffen (Duru en Ducrocq, 1997; Duru en Théliér Huché, 1997). Deze voedingsindices werden ontwikkeld voor zowel stikstof (Nitrogen Nutrition Index, NNI), fosfor (PNI) als kalium (KNI), deze voedingsindices worden berekend met behulp van de formules:

$$NNI = 100 \times \%N_{DM} / (4.8 \times (DM)^{-0.32})$$

$$PNI = (100 \times \%P_{DM}) / (0.065 \times \%N_{DM} + 0.15)$$

$$KNI = (100 \times \%K_{DM}) / (1.6 + 0.525 \times \%N_{DM})$$

met DM: de biomassa-productie in ton droge stof/ha

$N\%_{DM}$: de concentratie N van het gewas (%)

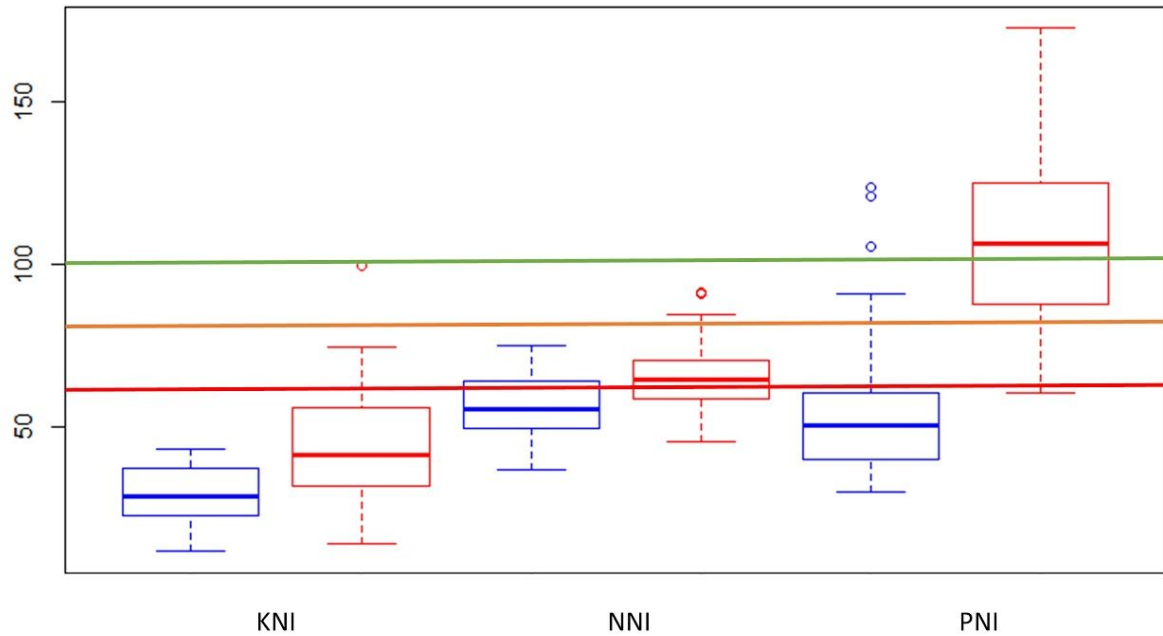
$K\%_{DM}$: de concentratie K in het gewas (%)

$P\%_{DM}$: de concentratie P in het gewas (%)

Deze voedingsindices wijzen op optimale beschikbaarheid van een voedingsstof als ze rond de 100 schommelen, onder de 80 is er sprake van een tekort en bij waarden vanaf 60 is er sprake van groei-limitatie door die voedingsstof. Volgens recent onderzoek in graslanden onder verschillende bemestingsregimes is de PNI de meest geschikte maat om een tekort, een voldoende of een overmaat aan fosfor in te schatten, beter dan de P-concentratie of de P:N-ratio (Liebisch et al., 2013).

In de graslanden van het duinenproject valt het op dat de KNI en NNI voor bijna alle percelen onder de 60 blijft, kalium en stikstof zijn dus beperkend voor de biomassa-productie (Figuur 4.18). Enkel in de referentiegraslanden is ook fosfor limiterend voor de biomassa-productie ($PNI < 60$).

Dit komt overeen met onze verwachtingen. Door het voormalig landbouwgebruik en bemesting is de fosforvoorraad in de bodem toegenomen wat leidde tot het opheffen van de fosforlimitatie en een verlies aan soorten in deze verarmde percelen. Intussen zijn alle percelen opnieuw in natuurbeheer genomen, wat op korte termijn leidde tot een afname van de beschikbare stikstof en kaliumvoorraad.



Figuur 4.19: Voedingsindices voor de bemonsterde percelen in de duinen. In referentiepercelen (blauw) en verarmde percelen (rood) (eerste maaibeurt). De groei in de referentiepercelen wordt belemmerd door een combinatie van een stikstoftekort, een kaliumtekort en een fosfortekort (NNI, KNI & PNI <60). In de voormalige landbouwpercelen is de limitatie voor fosfor opgeheven (PNI >100), de groei wordt enkel gelimiteerd door kalium en stikstof (NNI= stikstofvoedingsindex, PNI= fosforvoedingsindex, KNI = kaliumvoedingsindex; de dikke lijn geeft het gemiddelde weer, de randen van de box de standaardafwijking en de vlaggen en bolletjes de minimum- en maximumwaarde).

5. Referentiekader

Duingebieden zijn sterk dynamische milieus, met een intensieve wisselwerking tussen hydrologie, wind, moedermateriaal, bodemvorming, vegetatieontwikkeling en herbivoren. We vinden er in de tijd ruimtelijk variërende patronen van verschillende ontwikkelingsstadia (successiestadia) met specifieke soortencombinaties. Deze successiereksen verschillen naar gelang de verschillen in standplaatscondities (zoete, zoute, droge, natte, kalkarme of kalkrijke condities) en leiden tot een zeer hoge diversiteit aan soorten en levensgemeenschappen (Olf & Boersma 1998). Tijdens de successie treden belangrijke veranderingen in de bodem op, zoals ontkalking, accumulatie van organische stof en veranderingen in nutriëntenbeschikbaarheid (Smits & Kooijman 2012a).

Deze variatie komt duidelijk tot uiting in de resultaten van onze vegetatie-analyses (zie §4.1). In dit hoofdstuk brengen we belangrijke standplaatsvereisten voor de onderscheiden vegetaties in beeld, waarna we dieper ingaan op de fosforbeschikbaarheid voor duinvegetaties en kenmerkende soorten die we in onze proefvlakken hebben aangetroffen.

5.1 Ontwikkeling en landschappelijke positie

Droge duingraslanden ontstaan op plekken waar de door de wind veroorzaakte dynamiek voldoende laag is voor het ontstaan van gesloten begroeiingen met kruiden en mossen. Dynamiek in de vorm van lichte overstuiving, hellingprocessen (dynamiek door neerslag) en begrazing door konijnen zorgt van nature voor de instandhouding van het type. Naast het natuurlijk ontstaan van duingraslanden, wordt het voorkomen ervan eveneens beïnvloed door menselijke activiteiten (beweiding, grondwateronttrekking).

Primaire duinvalleien ontstaan nadat strandvlakten door duinen worden afgesnoerd van zee, secundaire duinvalleien ontstaan nadat stuifkuilen, paraboolduinen of depressies in het kielzog van loopduinen uitstuiven tot op het grondwaterniveau. Duinvalleien kunnen ook gecreëerd worden door afgraving tot op vochtig tot natte, zandige bodemlagen.

De geleidelijke uitloging van kalk door percolerend regenwater is een ecologisch belangrijk proces op landschapsschaal binnen de duinen. Op basis van deze gradiënt kunnen jonge, kalkrijke duinen ruimtelijk onderscheiden worden van oude en middeloude, diep ontkalkte duinen (Provoost 2017). Naast een gradiënt van kalkgehalte is er ook een belangrijk vochtgradiënt waarlangs de droge duingraslanden geleidelijk aan overgaan in vochtige duinpannes. De overgangen tussen de vegetatietypen zijn gradueel. Ze vormen complexen of liggen in een opeenvolging van zones. Elk type heeft specifieke standplaatscondities (waterregime, gehalte aan organisch materiaal en kalk van de bodem, aan- of afwezigheid van kwelwater) mede afhankelijk van ontstaansgeschiedenis, leeftijd en beheer.

Vochtige, heischrale duingraslanden komen sporadisch voor in de overgangszone tussen droge graslanden en natte duinvalleien (Smits & Kooijman 2012a).

5.2 Bodemvereisten voor duingraslanden en vochtige duinvalleien

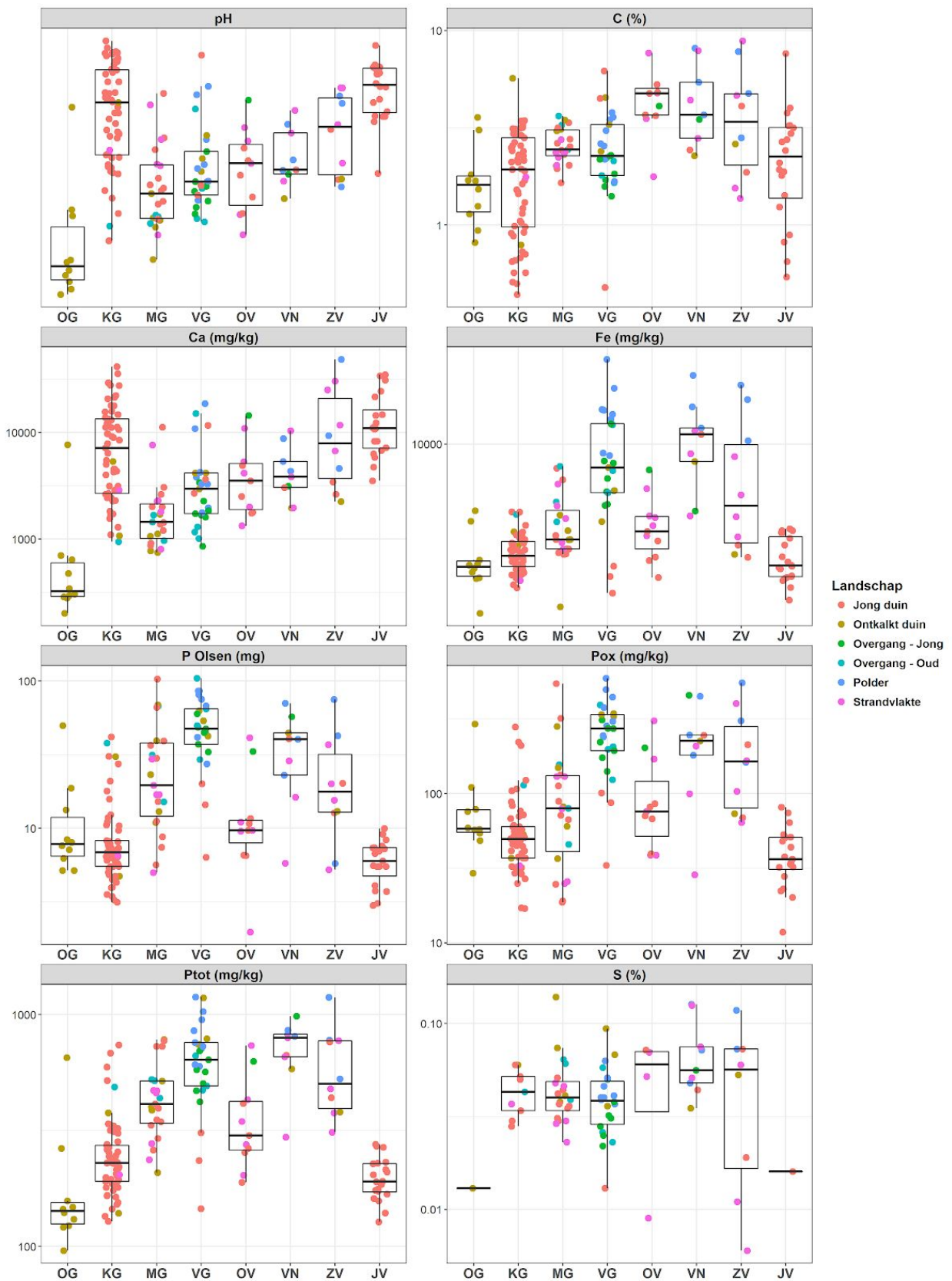
In figuur 5.1 worden de verschillen in bodemchemie weergegeven tussen de verschillende duinvegetaties, welke hierna verder besproken worden. In tabel 5.1 worden de samenvattende statistieken gegeven voor de bodemchemische variabelen.

Zuur en baserijkdom

In kalkhoudende bodems wordt de pH gebufferd door kalk. We zien dan ook een veel hogere pH-range in kalkrijke graslanden (KG, JV) ten opzicht van ontkalkt graslanden (OG, OV). Pas bij lage pH (<6) wordt het bufferend vermogen van de bodem aangetast. Verzuringprocessen treden van nature op en leiden tot ontkalking van de bodem en daling van de pH. Het is gekoppeld aan de leeftijd van het systeem. Voor behoud en herstel van het bufferend vermogen is aanvoer van vers zand noodzakelijk (Smits & Kooijman 2012a). Of aanvoer van baserijk grondwater in kalkrijke duinvalleien. Een versnelde verzuring kan veroorzaakt worden door hoge atmosferische depositie. Bij ontkalking gaat niet alleen de calciumcarbonaat in oplossing, maar ook calciumfosfaat. Daling van de pH leidt tot veranderingen in soortensamenstelling, waarbij soorten van kalkrijke standplaatsen verdwijnen. In kalkarm duingrasland is er van nature reeds een lage pH. Desalniettemin kan verdere verzuring optreden, waarbij aluminium concentraties kunnen toenemen en remmend kunnen werken op meer gevoelige soorten (Bobbink & Hettelingh 2011). Waarschijnlijk treden toxische concentraties pas op bij zeer lage pH, als de Fe-Al buffer is uitgeput (Van der Salm 1998). In valleien leidt een hogere N-depositie vooral tot een versnelde ophoping van organische stof in en op de bodem. Dit kan ervoor zorgen dat in de opgehoogde bodem buffering van baserijk grondwater minder effectief wordt (Sival & Grootjans 1996). Een verschil met valleien die sterker door grondwater worden gevoed is dat ze langer in een pioniersstadium kunnen blijven bestaan (Grootjans et al. 2011a).

De zuurtegraad is zeer sterk gelinkt aan de fase in de successiereeks en daarmee samenhangende humusopbouw in de bodem. De eerste decennia tot eeuw(en) van de successie worden gekenmerkt door een snelle bodemontwikkeling waarna een zeker evenwicht optreedt tussen bodemopbouw en –afbraak. Deze landschapsontwikkeling gaat samen met geleidelijke kalkuitloging die uiteindelijk leidt tot een sterke daling van de zuurgraad (Raman et al. 2015).

We zien in figuur 5.1 dan ook een hogere pH en hoger calciumgehalte in jonge duinvalleien (JV) en kalkrijke duingraslanden (KG) ten opzichte van oude duinvalleien (OV) en ontkalkte duingraslanden(OG).



Figuur 5.1: Verschillen in bodemchemie tussen de verschillende duinvegetaties. OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.

Tabel 5.1: Samenvattende statistieken voor de bodemchemische variabelen voor de verschillende duinvegetaties. OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.

Hoofd-groep	Var	Eenheid	N	gem	med	sdev	min	max	q5	q10	q25	q50	q75	q90	q95
JV	pH		20	8.03	8.13	0.64	6.33	9.1	7.28	7.43	7.52	8.13	8.53	8.57	8.63
JV	C	%	20	2.46	2.25	1.6	0.54	7.63	0.64	0.8	1.38	2.25	3.18	3.79	4.19
JV	S	%	1	0.02	0.02	NA	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
JV	PolS	mg/kg	19	6.13	5.99	2	2.99	9.97	3.09	3.6	4.79	5.99	7.38	8.52	9.2
JV	Pox	mg/kg	20	40.7	36.4	17.9	11.8	80.9	19.8	22.1	31	36.4	51	65	74.6
JV	Ptot	mg/kg	20	199	191	42.2	128	276	139	156	172	191	228	268	271
JV	Ca	mg/kg	20	14078	10938	9735	3508	34691	4655	5731	7095	10938	16409	31203	33962
JV	Fe	mg/kg	20	2675	2428	685	1625	3728	1874	2030	2138	2428	3402	3650	3656
KG	pH		57	7.54	7.74	1.09	5.23	9.22	5.61	6.21	6.67	7.74	8.49	8.9	8.92
KG	C	%	57	1.92	1.93	1.07	0.44	5.68	0.56	0.66	0.98	1.93	2.81	3.14	3.32
KG	S	%	9	0.04	0.04	0.01	0.03	0.06	0.03	0.03	0.03	0.04	0.05	0.06	0.06
KG	PolS	mg/kg	57	9.63	6.86	8.37	3.15	41.7	3.53	4.17	5.5	6.86	8.23	19.1	30.7
KG	Pox	mg/kg	57	61.5	49.7	47.8	17	279	26.4	29.8	36.9	49.7	60	106	140
KG	Ptot	mg/kg	57	257	229	125	128	739	144	160	191	229	273	354	534
KG	Ca	mg/kg	57	9825	7155	9172	945	41253	1251	1708	2670	7155	13395	21630	27991
KG	Fe	mg/kg	57	2847	2721	622	1881	4544	2061	2130	2400	2721	3219	3549	3995
MG	pH		23	6.11	5.98	0.75	4.96	7.94	5.33	5.45	5.57	5.98	6.48	7	7.62
MG	C	%	23	2.61	2.44	0.54	1.65	3.64	1.96	2.02	2.27	2.44	3.08	3.34	3.46
MG	S	%	20	0.05	0.04	0.03	0.02	0.14	0.03	0.03	0.03	0.04	0.05	0.07	0.08
MG	PolS	mg/kg	23	29.6	19.5	25.1	5	103	5.82	7.69	12.1	19.5	37.8	67.3	68.6
MG	Pox	mg/kg	23	117	79.7	121	18.8	546	19.6	24.8	41.2	79.7	132	256	315
MG	Ptot	mg/kg	23	448	411	168	208	780	239	264	340	411	517	729	767
MG	Ca	mg/kg	23	2216	1447	2414	746	11187	776	818	1016	1447	2135	2975	7170
MG	Fe	mg/kg	23	4022	3295	1631	1506	7722	2770	2795	2953	3295	4620	6547	7457
OG	pH		10	5.21	4.87	0.95	4.49	7.64	4.52	4.55	4.68	4.87	5.45	5.9	6.77
OG	C	%	10	1.75	1.61	0.9	0.81	3.58	0.87	0.93	1.17	1.61	1.79	3.13	3.35
OG	S	%	1	0.01	0.01	NA	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
OG	PolS	mg/kg	10	12.9	7.81	13.6	5.17	49.7	5.17	5.17	6.47	7.81	12.1	21.8	35.7
OG	Pox	mg/kg	10	86.3	58.2	75.7	29.2	293	37.9	46.5	55.1	58.2	77.7	129	211
OG	Ptot	mg/kg	10	198	142	166	95.9	653	107	119	125	142	155	304	478
OG	Ca	mg/kg	10	1117	324	2299	201	7642	236	272	288	324	600	1397	4520
OG	Fe	mg/kg	10	2641	2402	964	1396	4608	1708	2021	2146	2402	2563	4130	4369
OV	pH		11	6.42	6.51	0.75	5.32	7.79	5.48	5.63	5.79	6.51	6.87	7.21	7.5
OV	C	%	11	4.48	4.76	1.46	1.78	7.66	2.65	3.52	3.67	4.76	5.04	5.29	6.47
OV	S	%	4	0.05	0.06	0.03	0.01	0.07	0.02	0.02	0.04	0.06	0.07	0.07	0.07
OV	PolS	mg/kg	11	13.8	9.69	12	1.98	41.2	4.24	6.51	8.07	9.69	11.3	33.2	37.2
OV	Pox	mg/kg	11	107	76	85	38.7	307	38.7	38.7	53.7	76	128	203	255
OV	Ptot	mg/kg	11	368	301	175	189	737	196	203	260	301	422	629	683
OV	Ca	mg/kg	11	4779	3504	4194	1334	14433	1541	1748	1886	3504	5111	10897	12665
OV	Fe	mg/kg	11	3956	3614	1551	2115	7418	2346	2578	2960	3614	4294	5964	6691
VG	pH		25	6.48	6.18	0.85	5.52	8.85	5.58	5.69	5.95	6.18	6.74	7.79	8.06
VG	C	%	25	2.62	2.26	1.22	0.48	6.2	1.44	1.61	1.8	2.26	3.29	4.2	4.52
VG	S	%	22	0.04	0.04	0.02	0.01	0.09	0.02	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.07
VG	PolS	mg/kg	25	50.9	47.2	23.7	6.34	104	15.6	23	37.2	47.2	64.5	83.6	85.7
VG	Pox	mg/kg	25	269	272	131	33.1	593	89.9	110	194	272	339	424	487
VG	Ptot	mg/kg	25	654	639	260	145	1192	250	354	493	639	757	998	1152
VG	Ca	mg/kg	25	4357	2948	4609	857	18671	1042	1218	1733	2948	4157	11296	14342
VG	Fe	mg/kg	25	9099	7603	5823	1766	26783	2197	3074	5690	7603	12670	14904	18313
VN	pH		9	6.63	6.4	0.56	5.89	7.57	6.01	6.13	6.32	6.4	7.1	7.34	7.45
VN	C	%	9	4.5	3.68	2.22	2.27	8.13	2.34	2.4	2.79	3.68	5.42	7.94	8.03
VN	S	%	9	0.07	0.06	0.03	0.04	0.13	0.04	0.04	0.05	0.06	0.08	0.13	0.13
VN	PolS	mg/kg	9	36.2	40.2	20.2	5.79	70.5	9.98	14.2	22.9	40.2	44.5	59.7	65.1
VN	Pox	mg/kg	9	238	225	141	28.6	456	57.1	85.5	181	225	247	451	453
VN	Ptot	mg/kg	9	719	795	199	297	985	411	526	658	795	823	882	933
VN	Ca	mg/kg	9	4746	3843	2957	1954	10362	1958	1963	3042	3843	5356	9067	9714
VN	Fe	mg/kg	9	10972	11232	5549	4343	22295	4445	4546	8161	11232	12069	16798	19546
ZV	pH		10	7.12	7.22	0.8	6.09	8.07	6.15	6.21	6.3	7.22	7.84	8.07	8.07
ZV	C	%	10	4.03	3.45	2.58	1.37	8.86	1.45	1.53	2.06	3.45	4.72	7.89	8.38
ZV	S	%	8	0.05	0.06	0.04	0.01	0.12	0.01	0.01	0.02	0.06	0.07	0.09	0.1
ZV	PolS	mg/kg	10	24.7	17.8	21.4	5.23	74.8	5.47	5.71	12.8	17.8	32.7	45.6	60.2
ZV	Pox	mg/kg	10	211	164	163	63.9	552	66.2	68.5	80.8	164	284	416	484
ZV	Ptot	mg/kg	10	601	504	271	311	1188	340	370	395	504	769	817	1003
ZV	Ca	mg/kg	10	14417	8002	15296	2246	48285	2419	2591	3728	8002	21783	31938	40112
ZV	Fe	mg/kg	10	7751	4917	6191	2679	19882	2723	2766	3167	4917	9964	17116	18499

Beschikbaarheid van nutriënten

Ook de nutriëntenstatus van droge duingraslanden hangt sterk af van de fase in de successie. Jonge duinbodems zijn arm aan organisch materiaal en nutriënten. We kunnen voor jonge valleibodems (JV) lagere gemiddelde waarden onderscheiden voor beschikbaar fosfor, oxalaatfosfor en totaal gehalten aan fosfor, ijzer en koolstof dan in oude vallei bodems (OV). Ook in kalkrijke duingraslanden vinden we lagere concentraties beschikbaar fosfor en oxalaatfosfor dan in ontkalkte bodems.

Het totaal fosforgehalte is dan weer hoger in kalkrijke duingraslanden. In kalkrijke en ijzerrijke (arm aan organische stof) bodems kan P een beperkende factor zijn, door P-fixatie in calcium- of ijzerfosfaat (Grootjans et al. 2011a). Duinzand is van nature zeer nutriëntenarm. In kalkrijke duinen is de beschikbaarheid van fosfor (P) en stikstof (N) van nature laag: P-beschikbaarheid is laag door de fixatie van P in calciumfosfaten en de N-beschikbaarheid is laag door lage input van strooisel en waarschijnlijk een hoge microbiële N-behoefte. Dit verlaagt de hoeveelheid nutriënten die beschikbaar is voor de vegetatie (Kooijman et al. 2004).

Basenminnende vegetaties in natte duinvalleien zijn daardoor N gelimiteerd. Dit maakt ze zeer gevoelig voor atmosferische depositie (Lammerts & Grootjans 1997; Kooijman et al. 2009). Door atmosferische stikstofdepositie worden meer productieve soorten, zoals kruipwilg en duinriet bevoordeeld (Lammerts et al. 1999), waardoor sneller en eerder opbouw van organische stof plaatsvindt in de bodem. Hierdoor wordt de levensduur van het pioniersstadium drastisch verlaagd (versnelde successie) (Grootjans et al. 2011a).

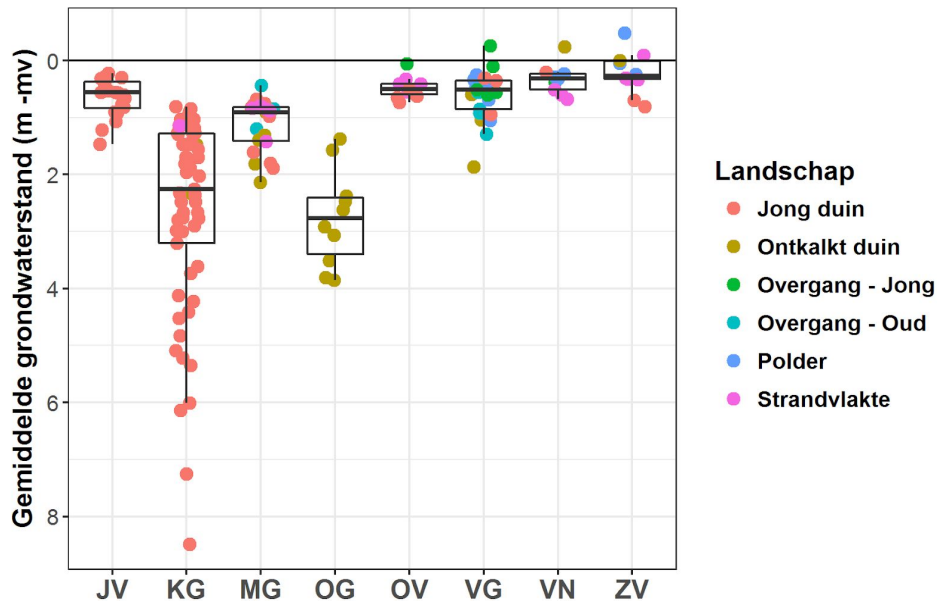
Kalkrijke droge graslandduinen worden gekenmerkt door co-limitatie van N en P (Kooijman et al. 1998; Kooijman & Besse 2002). Na een lange periode van hoge atmosferische stikstofdepositie kan de vegetatie P-gelimiteerd zijn, waardoor verdere verrijking met N geen effect meer heeft op de soortensamenstelling (Bobbink & Hettelingh 2011). Kalkarme graslandduinen lijken vooral N-gelimiteerd, vooral in ijzerarme bodems waar P-fixatie niet op kan treden (Smits & Kooijman 2012b) .

Verzuring leidt ook tot veranderingen in nutriëntbeschikbaarheid (Kooijman & Besse 2002). Zure neerslag heeft tot gevolg dat de beschikbaarheid van P toeneemt door oplossing van calciumcarbonaten en -fosfaten, terwijl de hoge N-depositie tegelijkertijd leidt tot een toename van de N-beschikbaarheid. Dit leidt tot een toename van interne verzuring (en dus een hogere P-beschikbaarheid) en een toename van de N-mineralisatie (door grotere input van strooisel en afname van microbiële N-behoefte) waardoor de biomassa-productie verder toeneemt. De vegetatie verruigt, waardoor de beschaduwing zo sterk wordt, dat kleine plantensoorten verdwijnen (Kooijman et al. 2004). In de Nederlandse duinen was netto N-mineralisatie hoger in verzuurde dan in kalkrijke bodems (Kooijman & Besse 2002). Op zuurdere standplaatsen is de N-mineralisatie hoger bij hogere N-depositie, wat groei van vergrassers als zandzegge kan stimuleren, waardoor de soortenrijkdom van de vegetatie afneemt (Kooijman et al. 2005, Remke 2010). Daarnaast zijn metalen zoals aluminium hier meer vrij aanwezig en kunnen remmend werken op meer gevoelige soorten (Bobbink & Hettelingh 2011).

5.3 Grondwatervereisten voor vochtige duinvalleien

Grondwaterdynamiek

In onderstaande figuur wordt de gemiddelde grondwaterstand onder maaiveld per vegetatietype weergegeven.



Figuur 5.2: Verschillen in gemiddelde grondwaterstanden tussen de verschillende duinvegetaties. OG: ontkalkt duingrasland, KG: kalkrijk duingrasland, MG: matig voedselrijk grasland, VG: voedselrijk grasland, OV: oude duinvallei, VN: voedselrijk nat grasland, ZV: natte graslanden, JV: jonge duinvallei.

De kalkrijke en ontkalkte droge graslanden hebben de laagste grondwaterstanden. We meten lagere grondwaterstanden dan in de matig voedselrijke en voedselrijke droge graslanden. In de duinvalleien ligt de gemiddelde grondwatertafel een halve meter onder het maaiveld. In de natte graslanden treffen we de hoogste grondwaterstanden, gevolgd door de voedselrijke natte graslanden.

Door de aanwezigheid van een zoetwaterbel heeft neerslag een vertraagd effect op de grondwaterstanden in de bodem. Er kunnen jaren achtereen optreden waarin (grond)waterstanden ver boven, of juist onder het gemiddelde niveau liggen.

Kalkrijke duinvalleien staan in de winter onder water en vallen droog in het voorjaar. Vanwege de specifieke dynamiek van het duinwatersysteem kunnen deze valleien ook jaren vrijwel permanent onder water staan of droog staan in de winter. Dit kan leiden tot verschuivingen in de vegetatiesamenstelling. Belangrijk is dus om in vochtige duinvalleien graduele gradiënten te creëren die idealiter lopen van open water tot droog duin om de natuurlijke fluctuaties van grondwaterstanden te kunnen opvangen en om voldoende ruimte te voorzien voor soorten om te 'pendelen'. In natte jaren zullen de hoogstgelegen groeiplaatsen van een soort belangrijk zijn voor de overleving van de lokale populatie, in droge jaren net de laagst gelegen.

Kalkarme vochtige valleien worden gekenmerkt door natte omstandigheden met waterstanden boven maaiveld in winter en voorjaar. Bij het kalkrijke subtype ontstaan minder snel verschuivingen bij afwijkende grondwaterstanden. Wellicht ontstaan onder zuurdere omstandigheden minder snel hoogproductieve moerasvegetaties (Grootjans et al. 2011a).

Het is moeilijk om voor het habitatype 2190 precieze cijfers op te geven wat betreft de grondwaterregimes. Elke soort heeft een eigen optimum en een tolerantierange voor voorjaarsgrondwaterstand, inundatieperiode of laagste zomerpeil. Relatief kleine ruimtelijke verschillen in deze variabelen (bv. 10 cm grondwaterstand) kunnen reeds verschillen in de lokale soortensamenstelling teweegbrengen (Curelli et al. 2013). Deze variabiliteit, veroorzaakt door lokale topografie en grondwaterpatronen, is mee bepalend voor de ecologische rijkdom van duinvalleien.

De meeste kenmerkende soorten van duinvalleien vereisen een gemiddelde grondwaterstand tussen maaiveld en 60 cm onder maaiveld. Voor een aantal in Nederland kritische soorten zoals vleeskleurige orchis, padderus, duinrus en teer guichelheil mag de gemiddelde watertafel niet dieper dan 40 cm onder maaiveld wegzakken (Aggenbach et al. 2000, 2001). Curelli et al. (2013) geven grondwaterregimes voor verschillende in het westen van het Verenigd Koninkrijk aangetroffen duinvalleitypes die vergelijkbaar zijn met deze Nederlandse cijfers. De verwerking van de 'Ecological Conditions Database' geeft een bredere range met een gemiddelde hoogste grondwaterstand van maximaal ca. 30 cm en een laagste waterstand van minimaal ca. 1m (Raman et al. 2015).

Grondwaterchemie

In de kalkrijke duinvalleien zorgt vooral het kalkgehalte van de bodem voor neutrale tot basische condities. Wanneer de bodem minder kalkrijk is, is er een toevoer van baserijk grondwater nodig om kalkrijke duinvalleivegetaties te behouden. In jonge primaire duinvalleien en in verzoetende strandvlaktes kan ook incidentele overstroming met brak water of nog in de bodem aanwezig brak grondwater zorgen voor zuurbuffering (Grootjans et al. 2011a).

Wanneer er ijzerrijke kwel aanwezig is kan P-fixatie in ijzerfosfaat plaats vinden waardoor de P-beschikbaarheid extra laag is. Deze P-fixatie treedt niet op buiten deze zones met kwel, omdat ijzerfosfaat onder zuurstofarme condities oplosbaar is en leidt tot een hogere P-beschikbaarheid. In kalkrijke bodems blijft de fosforbeschikbaarheid laag gezien vastlegging als calciumfosfaat nog steeds mogelijk is, maar in zure bodems betekent dit een hogere P-beschikbaarheid.

Ook overstroming met (sulfaatrijk) zout of brak water kan de P-beschikbaarheid verder verhogen. P wordt immers vrijgesteld uit ijzerfosfaat door reductie van sulfaat onder zuurstofarme condities (Lamers et al., 1998).

5.4 Streefwaarden voor beschikbare fosfor

Gezien we ons vooral richten op een afname van beschikbaar fosfor hebben we nood aan streefwaarden voor beschikbaar fosfor. Deze zullen later worden gebruikt om hersteltermijnen te berekenen.

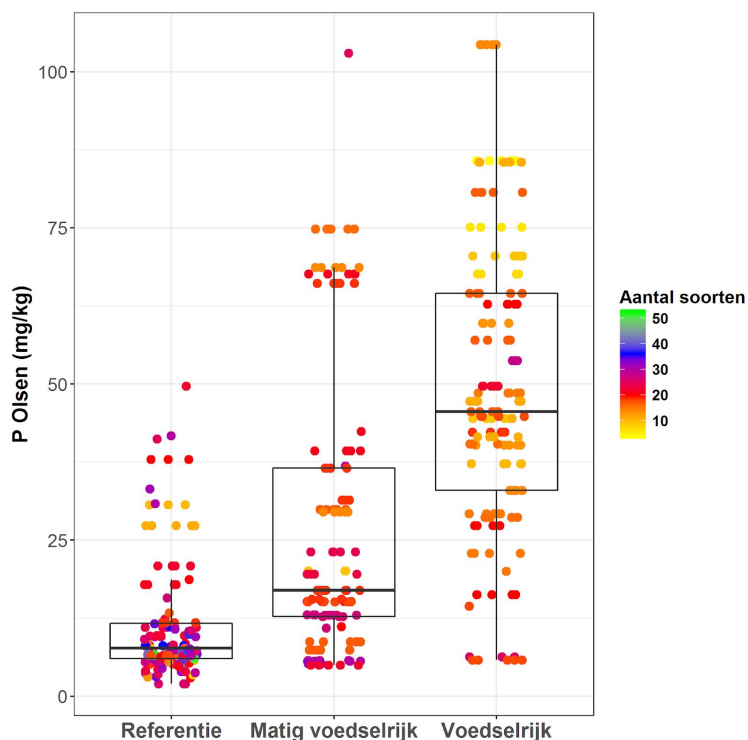
Om streefwaarden te bepalen delen we de verschillende graslandtypes in volgens voedselrijkdom (zie tabel 5.2).

Tabel 5.2. Indeling van de verschillende types grasland in klassen volgens voedselrijkdom.

Voedselrijkdom	Code	Type grasland
Referentie	JV	jonge duinvallei
Referentie	KG	kalkrijk duingrasland
Referentie	OG	ontkalkt duingrasland
Referentie	OV	oude duinvallei
Matig voedselrijk	MG	matig voedselrijk grasland
Matig voedselrijk	ZV	natte graslanden
Voedselrijk	VG	voedselrijk grasland
Voedselrijk	VN	voedselrijk nat grasland

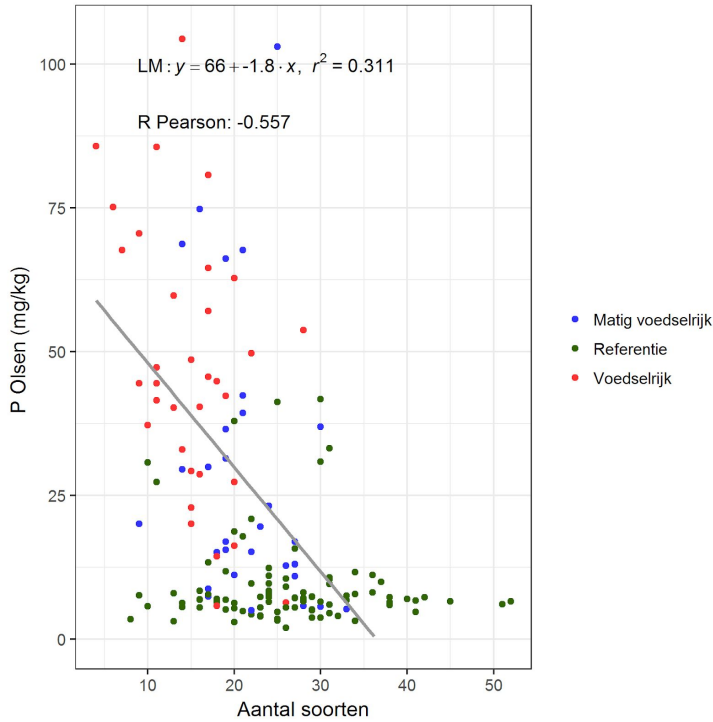
In onderstaande figuur worden de verschillen getoond tussen beschikbare P-gehalten van de referentiepercelen en de (matig) voedselrijke graslanden. We zien voor de voedselrijke graslanden een grotere spreiding van meetwaarden en een hogere 25-75 percentielwaarden ten opzichte van de matig voedselrijke graslanden en de referentiepercelen. Hetzelfde geldt voor de matig voedselrijke graslanden te opzichte van de referentiepercelen.

De goed ontwikkelde schrale duingraslanden vertonen steeds erg lage waarden. Als we de bovengrenzen van de boxplots (75-percentielwaarden) bekijken van de referentiegraslanden en de matig voedselrijke graslanden, dan hebben de soortenrijke schrale graslanden een Olsen-P van lager dan 12 mg/kg. De goed ontwikkelde matig voedselrijke graslanden hebben een Olsen-P lager dan 35 mg/kg. Boven de 40 mg/kg kunnen we spreken van een sterke invloed van vermesting en vinden we soortenarme productieve vegetaties terug.



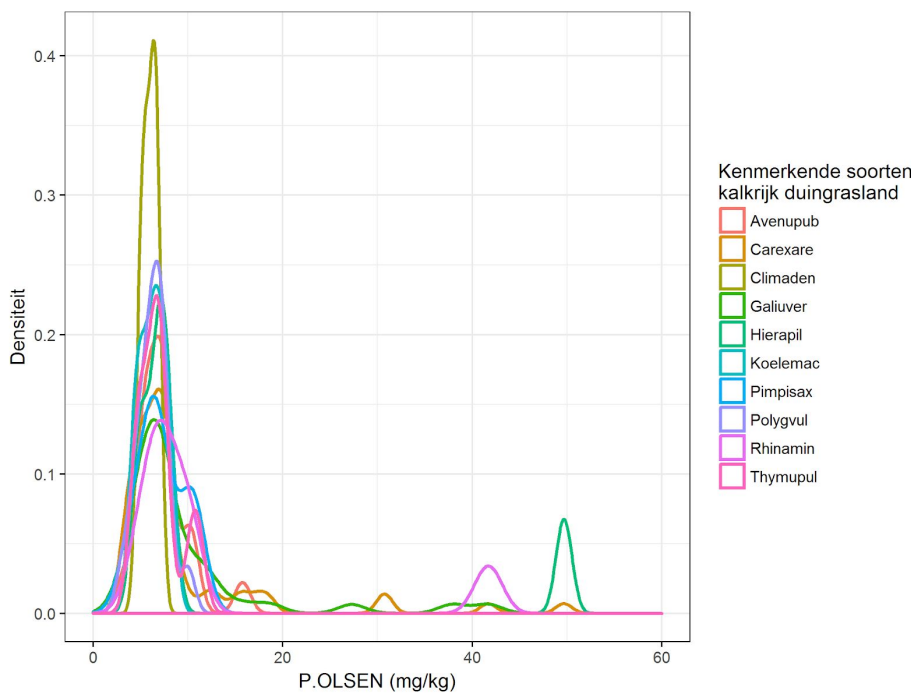
Figuur 5.3. Verschillen in beschikbare fosfor tussen de referentiepercelen en de meer voedselrijke graslanden (ingedeeld in matig voedselrijk en voedselrijk).

Ook in onderstaande figuur zien we lage P-Olsenwaarden ten opzichte van de voedselrijke graslanden, alsook in beperkte mate een hoger aantal soorten in de referentiepercelen.

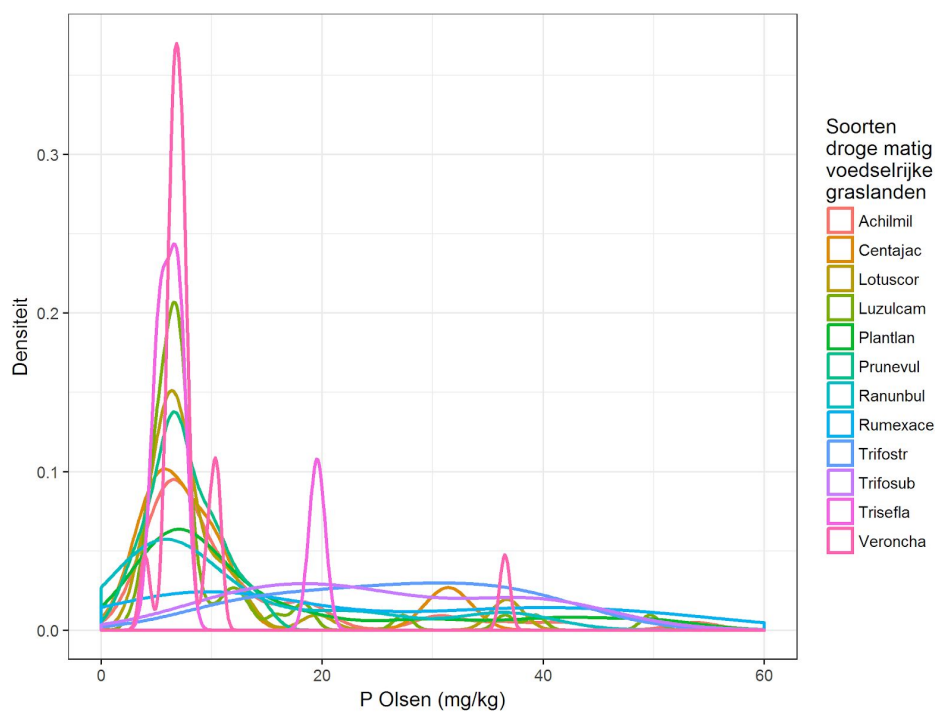
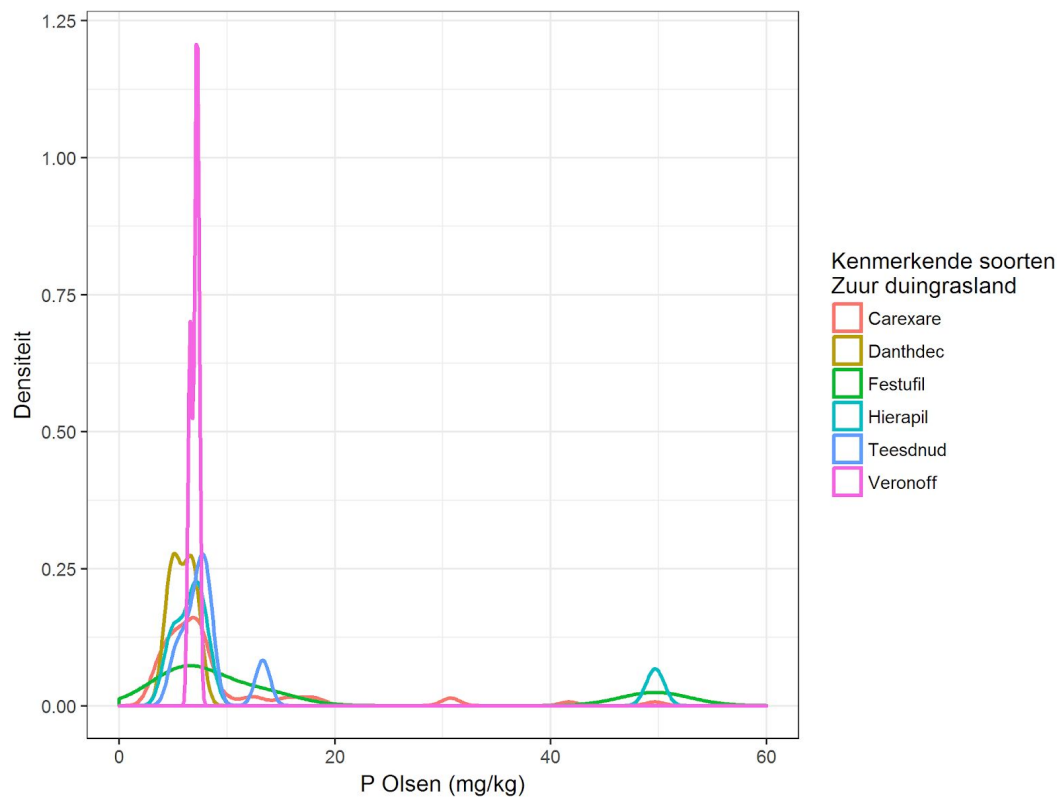


Figuur 5.4: Verschillen in beschikbare fosfor tussen de referentiepercelen en de meer voedselrijke graslanden (ingedeeld in matig voedselrijk en voedselrijk).

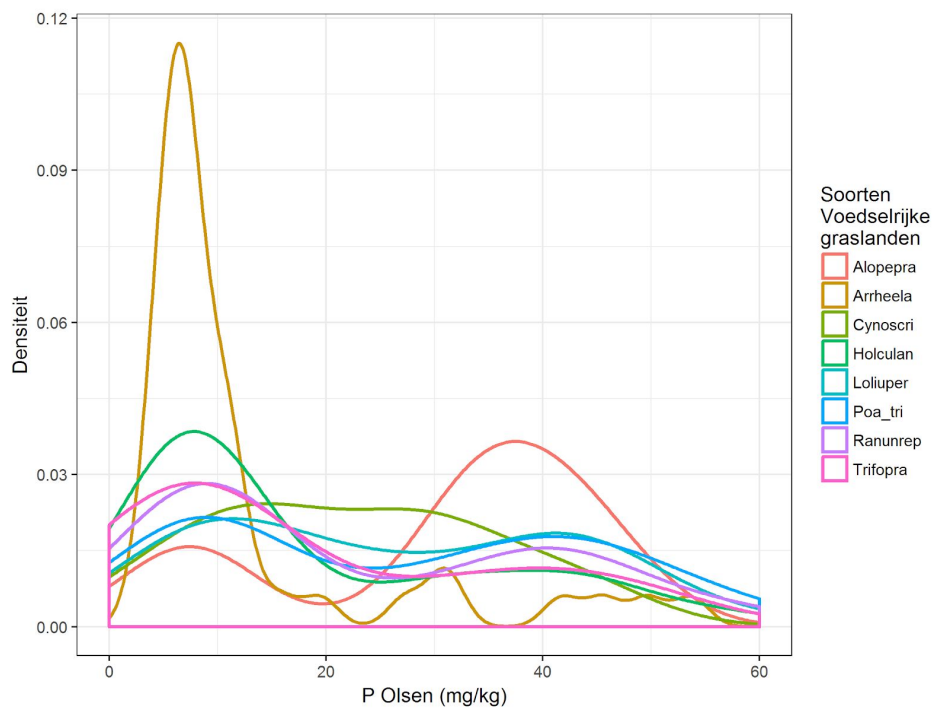
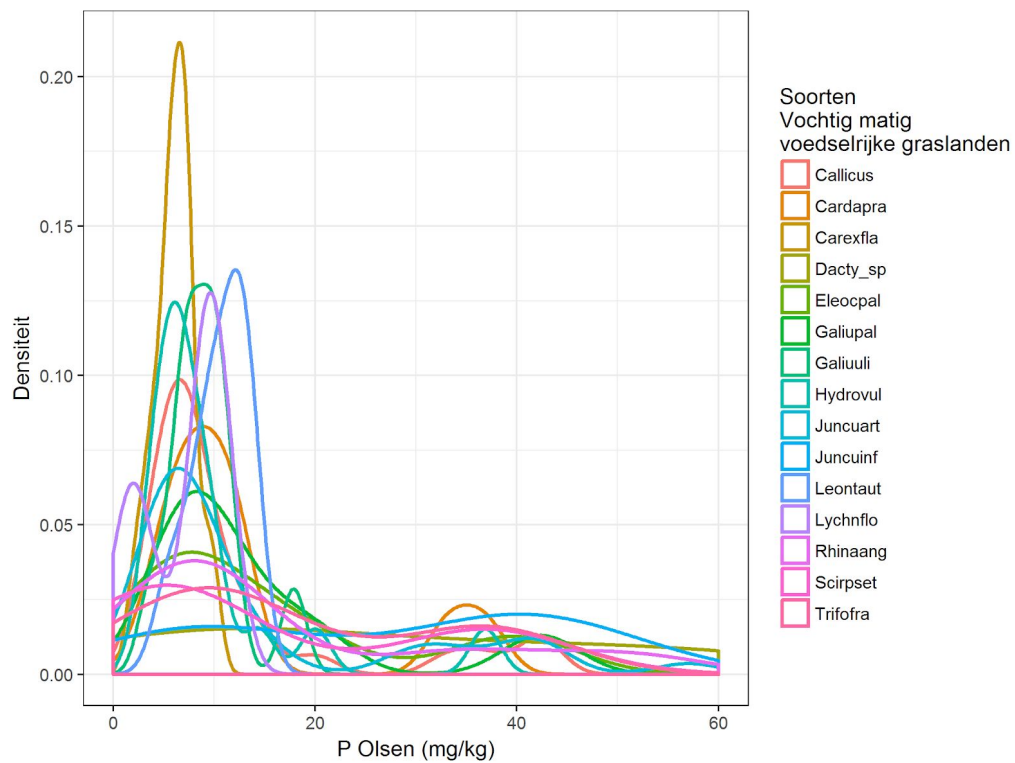
Vervolgens bekijken we de soorten van de referentiegraslanden en (matig) voedselrijke graslanden en screenen de Olsen P-gehalten die werden aangetroffen op hun groeiplaatsen.



Figuur 5.5. Densiteitsplots voor beschikbare fosforgehalten in de bodem (toplaag) van standplaatsen waar kenmerkende soorten van droge kalkrijke duingraslanden voorkomen.



Figuur 5.6. Densiteitsplots voor beschikbare fosforgehalten in de bodem (toplaag) van standplaatsen waar kenmerkende soorten van droge duingraslanden voorkomen. Boven: kenmerkende soorten van zuur duingrasland. Onder: kenmerkende soorten van droge matig voedselrijke graslanden.



Figuur 5.7. Densiteitsplots voor beschikbare fosforgehalten in de bodem (toplaag) van standplaatsen waar kenmerkende soorten van matig voedselrijke graslanden aan de kust voorkomen. Boven: kenmerkende soorten van vochtig matig voedselrijke graslanden. Onder: kenmerkende soorten van voedselrijke graslanden aan de kust.



Ook in deze figuren zien we zeer smalle ranges voor beschikbaar P (meestal < 12 mg/kg) voor soorten van referentiepercelen als geel walstro (Galiuver), tandjesgras (Danthdec) en gewone vleugeltjesbloem (Polygvul). Voor de matig voedselrijke graslanden zien we meer soorten die ook kunnen voorkomen bij hogere Olsen-P-waarden als gestreepte klaver (Trifostr), onderaardse klaver (Trifosub), gewone rolklaver (Lotucor) en zeegroene rus (Juncuinf). En in de voedselrijke graslanden is er dominantie van soorten die worden bevoordeeld bij hoge nutriëntenconcentraties als grote vossenstaart (Alopepra), Engels raaigras (Loliuper) en ruw beemdgras (Poa_tri).

Op basis van bovenstaande resultaten wensen we op terreinen waar verschraald moet worden 2 ambitieniveaus aan te houden:

- < 12 mg/kg Olsen-P voor herstel van soortenrijke duingraslanden en duinvalleien;
- >=12 en < 35 mg/kg Olsen-P voor herstel van matig voedselrijke graslanden.

Dit betekent dat we de bodem moet verschrallen tot Olsen-P-waarden lager zijn dan 12 mg/kg als soortenrijke droge duingraslanden en duinvalleien wensen te realiseren. Is dit ambitieniveau niet haalbaar, dan kan nog steeds gestreefd worden naar soortenrijke matig voedselrijke graslanden. Hiervoor streven we naar concentratie van Olsen-P die lager zijn dan 35 mg/kg.

De verschillende criteria die we hanteren voor de ontwikkeling van soortenrijk duingrasland worden weergegeven in figuur 5.8.

Streefwaarden P-Olsen (mg/kg)	Graslandtype	Soortenrijkdom	Invloed mest	pH (p10-p90)	Gemiddelde grondwaterstanden (m -mv) (p10-p90)	
35 →	Soortenarme graslanden			5.8-7.6	0.21-1.01	
12 →	Bloemrijk grasland			5.5-7.9	0.08-1.76	
	Soortenrijk duingrasland			basenrijk droog duingrasland	6.2-8.9	1.10-5.14
basenarm droog duingrasland				4.6-5.9	1.55-3.81	
basenrijke duinvallei				7.4-8.6	0.29-1.08	
basenarme duinvallei				5.6-7.2	0.33-0.65	

Figuur 5.8. Criteria voor de ontwikkeling van soortenrijk duingrasland.

6. Maatregelen tot herstel

Voor het realiseren van de kwantitatieve doelstellingen voor de speciale beschermingszone 'Duingebieden inclusief IJzermonding en het Zwin' moet enerzijds gestreefd worden naar een substantiële uitbreiding van verschillende habitat types, waaronder duingrasland, duinheide, vochtige duinvalleien en duinbos en anderzijds naar een kwaliteitsverbetering van het huidige areaal. Ontwikkeling van nieuwe natuur en herstel van bestaande natuur is echter vaak geen evidentie, en vereist een gedegen kennis van zowel de abiotische als de biotische bottlenecks. Dit project legt zowel de biotische als de abiotische (zie hoofdstuk 2 en 4) knelpunten bloot, waarmee we in volgend hoofdstuk aan de slag gaan om voorstellen te doen voor herstelmaatregelen.

Een eerste belangrijke bottleneck zijn de hoge stocks aan stikstof (N) en fosfor (P) die in de bodem geaccumuleerd zijn door de vaak jarenlange bemesting in het landbouwbeheer (zie hoofdstuk 2). Vooral de hoge P-concentraties vormen hierbij een probleem. Om herstel van halfnatuurlijk grasland te kunnen realiseren is in eerste instantie het streven naar nutriëntenarme bodemcondities dus essentieel (abiotisch herstel). Daartoe is een verschrallingsbeheer noodzakelijk (zie §6.1). De tweede bottleneck voor een succesvol herstel is het ontbreken van het zaad van typische doelsoorten (Bakker & Berendse 1999) én van de typische bodembiota (o.a. Kardol et al. 2005, van der Heijden et al. 2008, Carbajo et al. 2011). Het realiseren van de gewenste abiotiek (nutriëntenarme condities) is immers geen garantie voor herstel van halfnatuurlijke graslanden. Daartoe zijn bijkomende maatregelen als additie van zaad en maaisel vaak gewenst (zie §6.2).

Wanneer de initiële bodemcondities echter niet toelaten om binnen een redelijke termijn de bodem voldoende te verschrallen, kan gekozen worden om te streven naar minder hoge natuurdoelen (zie hoofdstuk 5), en de dichte grasmat te doorbreken door vooraf de bodem te chopperen (zie §6.3). Voor het herstellen van ecologisch waardevol bos op percelen met te hoge P-stocks, zijn eveneens een aantal beheeringrepen mogelijk (zie §6.4). Verder bespreken we de mogelijkheid om via verstuiwing (zie §6.5) en structureel habitatherstel (zie §6.6) aan natuurwinst te boeken.

6.1 Abiotisch herstel: verschrallingsmaatregelen

Wanneer van een sterk bemeste situatie wordt vertrokken zijn vaak ingrijpende maatregelen nodig om naar een nutriëntenarm systeem terug te keren. Via bv. het ontgronden van de bovenste bodemlaag is het mogelijk om op korte termijn de gewenste abiotische situatie te bereiken. Maaien met afvoer en uitmijnen kan dan weer gezien worden als een vorm van abiotisch herstel over langere termijn.

6.1.1 Ontgronden

De laatste jaren wordt steeds vaker overgegaan tot ontgronden om een snelle verschralling te realiseren. Hierbij wordt de nutriëntenrijke bodemlaag tot soms wel meer dan 50 cm diepte

afgevoerd. Ontgronden blijkt inderdaad een effectieve maatregel te zijn voor de afvoer van P gezien het tot een sterke afname van de bodemnutriëntenstock leidt (Frouz et al., 2009; Klooker et al., 1999; Verhagen et al., 2001). Het is echter belangrijk dat de diepte van ontgronden beslist wordt op basis van metingen, de ploegvoor verwijderen blijkt vaak onvoldoende gezien P in P-verzadigde bodems ook dieper verhoogde concentraties kan vertonen. Deze drastische ingreep heeft ook nadelen: het weghalen van de bovenste bodemlaag veroorzaakt ook de verwijdering van het merendeel van het bodemorganisch materiaal, wat betekent dat (een deel van) het zuurbufferend vermogen van de bodem vermindert (zie ook De Schrijver et al. (2012)). Verder wordt bij ontgronden (een deel van) de bodembiota en de zaadbank (Kardol et al., 2009; Kemmers et al., 2001; Oosterbaan et al., 2008) verwijderd.

De zeer hoge kostprijs (Tabel 6.2) is eveneens een nadeel. Deze maatregel kan echter goedkoper worden uitgevoerd als bv. de grond gebruikt kan worden bij de aanleg van dijken of andere toepassingen (zo'n 15 000 à 25 000€/ha, Oosterbaan et al., 2008). Hierbij moeten we wel de nuance maken dat na ontgronden de vegetatie ook blijvend beheerd moet worden door maaibeheer. De kost die hiermee gepaard gaat is doorsnee wel lager dan maaien als abiotische herstelmaatregel met als doel de bodem te verschrallen, omdat bij deze laatste maatregel meerdere maaisneden noodzakelijk zijn terwijl bij een onderhoudsbeheer de vegetatie meestal slechts één of maximaal tweemaal gemaaid wordt.

Het is echter niet in alle gevallen mogelijk om te ontgronden tot de gewenste diepte door het ontstaan van een 'badkuip' waarin eventueel regenwater blijft staan. Ook de aanwezigheid van erfgoedwaarden kunnen conflicteren met deze maatregel. Zo maken de meeste (binnen)duinen van De Panne bijvoorbeeld deel uit van een erfgoed-ankerplaats van waaruit restricties worden opgelegd. Daarenboven is het gewenste resultaat na ontgronden niet gegarandeerd gezien de herkolonisatie van doelplantensoorten vaak moeizaam verloopt zonder introductie (Allison en Ausden, 2004; Sival et al., 2009; Verhagen et al., 2004).

Met een oppervlakkige ontgroning, of plaggen, wordt bedoeld dat minder dan 10 cm van de toplaag afgevoerd wordt. Met deze maatregel wordt een deel van de nutriënten en een belangrijke hoeveelheid bodemorganisch materiaal verwijderd. Op landbouwbodems waarop kerende grondbewerkingen werden toegepast, zitten de verhoogde nutriëntenconcentraties echter minstens tot op 30 cm diepte. Hierdoor is plaggen meestal niet geschikt voor het herstel van de abiotiek op voormalige landbouwbodems.

Het plaggen tot op minerale bodem heeft naast nutriëntenverwijdering nog belangrijke ecologische meerwaarden. Kaal zand vormt namelijk niet alleen bij stuifduinen maar ook bij mosduinen en droge duingraslanden een essentieel onderdeel van de habitat van de karakteristieke soorten, zij het op een meer fijschalig niveau. Dit geldt zowel voor de structuurbepalende planten- en (korst)mossoorten als voor de vele soorten kenmerkende vaak thermofiele ongewervelden. Achteruitgang van deze laatste groep soorten door fixatie en vergrassing wordt ook doorvertaald naar hogere trofische niveaus en heeft bijvoorbeeld geleid tot de achteruitgang van typische broedvogels van open duinen zoals grauwe klauwier en tapuit. Het bevorderen van kleinschalige verstuing wordt dan ook als een essentieel onderdeel gezien van het herstel van droge duingraslanden (Kooijman et al. 2000). Dit kan gebeuren door gericht plaggen, bijvoorbeeld van minder waardevolle delen van

graslandcomplexen. Indien voldoende mineraal zand is blootgelegd waarop de dominante westenwind grip kan krijgen, kunnen karakteristieke stuifkuilen ontstaan die door hun specifieke vorm relatief lang aan de stuif kunnen blijven (zie verstuiving). Aan de binnenduintrand is dit echter doorgaans geen optie omdat er onvoldoende dikke zandpakketten, gelegen boven de grondwatertafel, beschikbaar zijn voor verstuiving.

Ook bij de inzet van grote grazers ontstaan doorgaans stuifplekken. De dieren hebben namelijk de neiging om op vaste locaties zandbaden te nemen die dermate eroderen dat zij vatbaar worden voor kleinschalige zandverstuiving.

In kalkhoudende bodems speelt de ontkalkings-diepte een rol. Plaggen van bodems die ondiep ontkalkt zijn leidt tot een verlies van kalkminnende soorten. Deze soorten kunnen zich bij lagere pH niet meer opnieuw vestigen. Ook kan plaggen in kalkrijke bodems leiden tot een versnelde vestiging van duindoorn.

Bij plaggen in natte duinvalleien is het van belang dat de grondwatercondities goed zijn. Bij afwezigheid van kalkrijke kwel en/of kalkrijk oppervlaktewater is er een ophoping mogelijk van organisch materiaal en kan verzuring optreden met ook een hogere beschikbaarheid van nutriënten (Kooijman et al. 2000).

6.1.2 Maaien en afvoer van maaisel

Het maaien van graslanden wordt al honderden jaren uitgevoerd om het hooi te gebruiken als wintervoeding voor vee. Tegenwoordig wordt maaibeheer in de natuursector toegepast om bloem- en soortenrijke vegetaties te creëren en te behouden (Van Uytvanck & De Blust, 2012). Maaien en afvoeren in bestaande natuurgebieden voert nutriënten af, houdt de vegetatie open en zorgt zo voor een verhoogde soortenrijkdom in graslanden. Maaibeheer kan ook worden ingezet om abiotisch herstel te realiseren op voormalige landbouwgronden. Een bemest grasland dat meermaals gemaaid wordt, kan jaarlijks meer dan 15 ton biomassa produceren en zo nutriënten afvoeren met de vegetatie. De biomassaproductie zal bij omschakeling van landbouwbeheer naar verschralend maaibeheer reeds na enkele jaren afnemen door een limitatie door stikstof (N) (Smits et al., 2008) of kalium (K) (Oelmann et al., 2009). Deze kan zelfs snel terugvallen naar minder dan vijf ton biomassa per jaar zonder een verhoging in het aantal plantensoorten met zich mee te brengen (Berendse et al., 1992). Dit was ook zo bij een hoge maaifrequentie van vier keer per jaar (Pavlů et al., 2011). De vegetatiesamenstelling blijft dan vaak steken in een soortenarme, grasrijke vorm omdat deze N- of K-limitatie onvoldoende is om de competitieve grassen in hun groei te beperken. Een (co-) limitatie door P is noodzakelijk voor veel soortenrijke vegetatietypes (§2.4).

Fosfor is echter veel minder mobiel dan N en K en bijgevolg ook moeilijker uit het systeem te verwijderen. En als daarbovenop ook de afnemende biomassaproductie de P-afvoer vertraagt door N- of K-limitatie, kan het via maaien en afvoeren meer dan honderd jaar duren om voldoende P-arme omstandigheden te verkrijgen. Het is bijgevolg beter om een verschralend maaibeheer in te zetten op terreinen waar de gewenste bodem-P-condities bijna bereikt zijn (Smolders et al., 2008), zoals vanaf 25 mg Olsen-P kg⁻¹.

Naast de bijzonder lange tijdsduur om via maaibeheer abiotisch herstel te bewerkstelligen, hangt er ook een zekere kostprijs vast aan maaien, die varieert tussen 360 en 2150 euro ha⁻¹ j⁻¹ (Tabel 6.1). Deze kostprijs is afhankelijk van de terreinomstandigheden (helling, vochttrap) en van de verkoopwaarde van het hooi, die op zijn beurt grotendeels bepaald wordt door de kwaliteit van het maaisel. Bij hoogkwalitatief maaisel kan bij samenwerking met een landbouwer de netto kostprijs zelfs 0 zijn. De maaiselkwaliteit wordt mede beïnvloed door de frequentie van het maaien. Bij vier keer maaien is de verteerbaarheid veel hoger dan bij slechts twee keer maaien (Pavlů et al., 2011). Voor maaisel van een lagere kwaliteit kunnen de paarden- en schapensector interessante afzetmarkten zijn. Ook bij runderen zijn er nog wel afzetmogelijkheden, zeker bij laagproductieve rassen als Galloway. Drooggevallen en jonge koeien kunnen dit hooi als voeder gebruiken. Hooi van lagere kwaliteit kan ook zonder productieverliezen bijgemengd worden (tot 40 %) voor hoogproductief melkvee (Bruinenberg et al., 2006).

Tabel 6.1. Geschatte kostprijs van verschillende natuurontwikkelingsmaatregelen (na aftrek van geschatte opbrengsten). Gegevens uit Anonymous (2012), Oosterbaan et al. (2008) en Staatsbosbeheer (2016). Maatregelen die jaarlijks herhaald moeten worden, werden uitgedrukt in jaarlijkse kost

Maatregel	Kostenrange (euro ha ⁻¹)
Ontgronden (30 cm)	15 000 – 300 000
Plaggen	5000 – 11 000
Maaien en afvoeren	360 – 2150 per jaar
Uitmijnen	540 per jaar
Chopperen	1346.76

Belangrijk om te vermelden is dat in droge duingraslanden met een sterk geaccidenteerd terrein het niet altijd mogelijk is om machinaal een goed maaibeheer uit te voeren. Vaak is maatwerk vereist (Kooijman 2004).

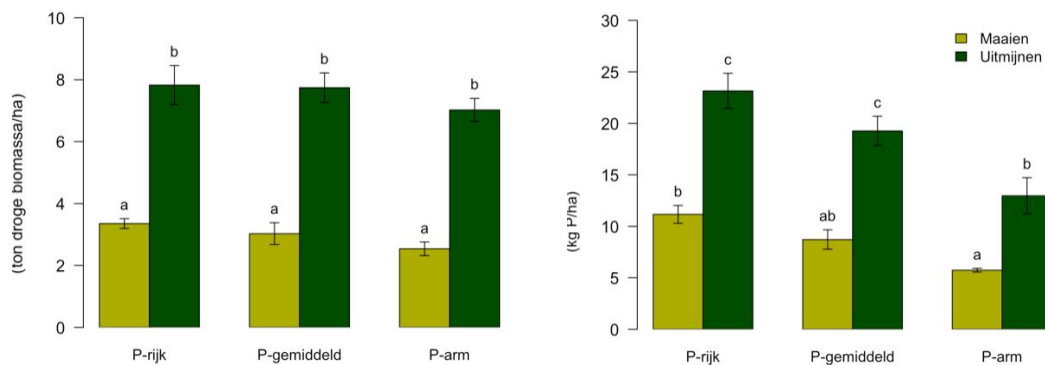
6.1.3 Uitmijnen

Een alternatief voor ontgronden en maaien met afvoer is de techniek van P-uitmijning. Uitmijnen is een aangepaste landbouwmethode gericht op het afvoeren van P, als overgangsfase tussen landbouw en natuurbeheer. Uitmijnen wordt voorgesteld als een snellere verschrallingstechniek dan maaien aangezien de nutriëntenlimitaties worden opgeheven door selectieve bemesting met andere nutriënten (N en K) dan P (Chardon, 2008; Crawley et al., 2005; Marrs, 1993; Perring et al., 2009). De hoeveelheid N en K die wordt toegevoegd is afhankelijk van de bodemvruchtbaarheid en het bodemtype. Hierbij dient ook de pH boven de 5,5 worden gehouden om maximale opname van P mogelijk te maken (zie Fig. 8), op zuurdere bodems kan dit bv. met behulp van bekalking.

De eerste veld- en potexperimenten van P-uitmijnen met grassen bij verschillende bodem-P-niveaus tonen aan dat uitmijnen inderdaad de afvoer van P kan versnellen. Wel blijkt dat de efficiëntie van het uitmijnen zal dalen bij afname van de bodem-P-concentratie en dus in de loop van het verschrallingsproces (Figuur 6.1, Schelfhout et al., 2015, in press). Het onmiddellijk opneembare P in de bodemoplossing kan via uitmijnen op korte termijn sterk

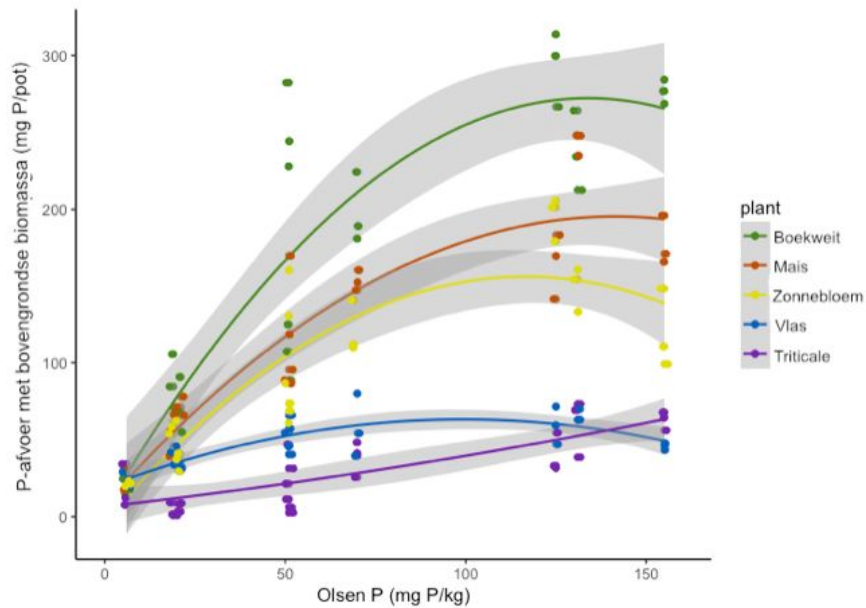
dalen (van Eekeren et al., 2007), maar over de langetermijneffecten van uitmijnen is nog niet veel geweten (Herr et al., 2011). De meer gefixeerde bodem-P-fracties (zie ook De Schrijver et al., (2013a)) blijven vaak hoog en kunnen met vertraging P aanleveren (Koopmans et al., 2004), waardoor P-arme bodemcondities niet snel gehaald kunnen worden. Hierdoor zal een verschraving van een P-rijke tot een P-arme bodem met uitmijnen soms toch nog decennia kunnen duren, afhankelijk van de uitgangssituatie en het natuurdoeltype.

Uitmijnen zal bijgevolg een methode zijn die slechts in sommige situaties aangeraden is. Ook maakt deze bevinding duidelijk dat uitmijnen tot aan de doel-P-concentratie af te raden is. Gezien de vertraging in het uitmijnproces is er in de latere fase van het uitmijnbeheer een geringe meerwaarde ten opzichte van maaien en afvoeren zonder bemesting. Dan kan ook best overgeschakeld op maaien en afvoeren waarbij, door stopzetten van de N-bemesting, ook met het biotisch herstel kan gestart worden. Ook over de kostprijs van uitmijnen is er nog onzekerheid. Zolang een landbouwkundig waardevol product geteeld kan worden, is de kostenbalans mogelijks neutraal of zelfs positief. Het is echter nog onbekend of de voederkwaliteit optimaal blijft bij lage bodem-P-concentraties.



Figuur 6.1: Gemiddelde jaarlijkse biomassa-productie (links) en fosfor afvoer (rechts) met hooi tussen 2012 en 2016 in een studie van Universiteit Gent in Landschap de Liereman (Natuurpunt vzw). De foutenvlaggen geven de standaardfout weer (n=4). De twee behandelingen, maaien (lichtgroen) en uitmijnen (donkergroen) werden uitgetest bij drie verschillende bodemfosforconcentraties. Uitmijnbehandelingen werden bemest met stikstof en kalium; maaibehandelingen werden niet bemest. Het valt op dat er bij uitmijnen een groot verschil bestaat in fosfor afvoer tussen de verschillende bodemfosforconcentraties, ondanks een gelijkaardige biomassa-productie. De P-afvoer is lager als de bodemconcentratie afneemt, de effectiviteit van uitmijnen lijkt zo te vertragen in de tijd (Schelfhout et al. in preparation)”

Een andere denkpiste is om gebruik te maken van andere gewassen die het uitmijnen kunnen versnellen omwille van hun specifieke mechanismen om P uit de meer gefixeerde P-fracties te onttrekken (Sharma et al., 2007; Turner, 2008). Zo is het mogelijks interessant om een P-vrijmakend gewas in rotatie te gebruiken met een hoogproductief gewas (Teboh en Franzen, 2011). Uit een eerste potproef bij verschillende bodem-P-niveaus bleek dat boekweit en luzerne interessante uitmijngewassen zijn (Figuur 6.2). Bij een hoge P-voorraad in de bodem konden deze gewassen binnen de potproef drie (Luzerne) tot vijf (Boekweit) keer meer P afvoeren dan Engels raai gras.



Figuur 6.2: Fosforafvoer met bovengrondse biomassa in een pot experiment met verschillende gewassen en bodemfosforconcentraties (n=9). De kleuren geven de gewasidentiteit aan; de curves volgen uit lineaire regressies; de schaduw rond de curve geeft de standard error aan (Schelfhout et al. in press)”

Het inzetten van P-uitmijnen als abiotische herstelmaatregel moet doordacht gebeuren. Deze techniek is eerst en vooral een landbouwtechniek gericht op een zo hoog mogelijke P-afvoer om de abiotische omstandigheden te herstellen voordat overgegaan wordt naar een biotisch herstel. Beheerders en ook recreanten kunnen het moeilijk hebben met het verder zetten van een landbouwmethode op een pas verworven perceel door de natuursector. Zo kan bv. het opbrengen van stikstof op tegenstand stuiten, ondanks de verhoogde P-afvoer. Zeker als gekozen wordt voor andere gewassen met een hogere P-afvoer, zoals mais. Andere factoren dan een snelle P-afvoer kunnen bepalend zijn voor de gewaskeuze. Het gebruik van graangewassen, boekweit, luzerne en grasklaver kan beter in het volledige plaatje van natuurherstel passen door hun bijkomende waarde voor bv. akkervogels en insecten. Ook is het voor de bodembiota nadelig om grondbewerkingen uit te voeren op een reeds lang gevestigd grasland zodat gewassen zouden kunnen worden ingezaaid (Roger-Estrade et al., 2010). Uitmijnen met de bestaande vegetatie lijkt in dat geval een beter geschikte piste.

6.2 Biotisch herstel

Bij graslandherstel op voormalige landbouwgrond stuiten beheerders ook regelmatig op biotische bottlenecks, zoals het ontbreken van een zaadbank van doelsoorten in de bodem. Zaden blijven maar voor een bepaalde tijd kiemkrachtig, afhankelijk van de soort (Thompson et al., 1997). Wanneer een biodivers grasland degradeert of onder landbouwbeheer komt verdwijnen veel soorten, waardoor de zaadbank van deze soorten ook niet meer wordt aangevuld. Door toediening van stikstof gaan de resterende zaden in de zaadbank versneld kiemen (Williams, 1983), maar de kiemplanten kunnen niet overleven door de landbouwactiviteiten. Zaden die niet direct kiemen zijn na verloop van tijd niet meer kiemkrachtig, aangezien de meeste graslandsoorten een kortlevende zaadbank hebben van

minder dan vijf jaar (Bekker et al. 1998; Janicka, 2016; Thompson et al., 1997). Bij graslandherstel op voormalige landbouwgrond is de kans dus zeer klein dat een levensvatbare zaadbank van doelsoorten aanwezig is (Hedberg & Kotowski, 2010; Loeb & Weijters, 2013).

Wanneer graslanden niet op een natuurlijke manier kunnen herstellen vanuit de zaadbank moeten (doel)soorten verbreiden vanuit relictpopulaties in de nabije omgeving om het doelgebied te koloniseren. Verbreiding en migratie van soorten wordt echter sterk gehinderd door versnippering van het landschap, wat een tweede biotische bottleneck is bij graslandherstel. Bovendien is het aantal natuurlijk vectoren voor passief transport van zaden afgenomen of veranderd ten opzichte van vroeger, denk aan rondtrekkende grazers, gemene weiden, natuurlijke overstromingen, etc (Kiehl, Kirmer, Donath, Rasran, & Hölzel, 2010; Loeb & Weijters, 2013; Walker et al., 2004). Veel graslandsoorten hebben ook een lage potentie tot verspreiding over lange afstanden (Kiehl et al., 2010).

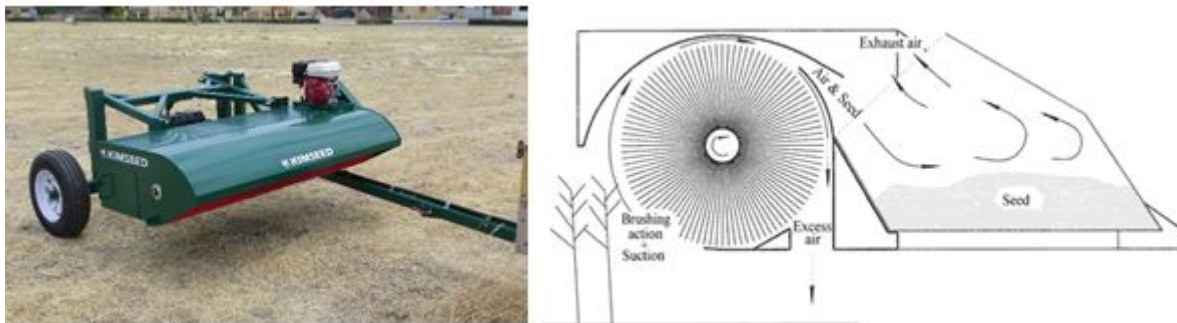
Tijdens de jaren '70 en '80 focusten beheerders bij graslandherstel vooral op abiotisch herstel, bijvoorbeeld door vernatting of vershraling, en het terug invoeren van traditionele vormen van landgebruik. Hierbij botste men natuurlijk op abiotische en biotische bottlenecks als een uitgeputte zaadbank en een versnipperd landschap. Vanaf 1980 startten de eerste experimenten van actieve herintroductie van doelsoorten via zaad, maaisel en bodem. Bij herintroductie worden (doel)soorten overgebracht van een goed ontwikkeld bronperceel naar een te herstellen doelperceel. Vanaf de jaren '90 werden deze methoden ook toegepast op grotere schaal. Het duurde echter nog langer voordat vergelijkend onderzoek tussen verschillende methodes werd uitgevoerd en de effectiviteit van deze methodes werd geëvalueerd (Kiehl, 2010).

6.2.1 Methodes voor herintroductie

Bij elke vorm van herintroductie wordt plantmateriaal overgebracht van een goed ontwikkelde bronpopulatie naar een te herstellen doelgebied. De vorm waarin het plantmateriaal wordt overgebracht kan echter verschillen en hangt af van plantensoort, graslandtype, zeldzaamheid, soort herintroductie, etc. Hieronder worden de meestgebruikte methodes beschreven.

Zaad

Een veelgebruikte methode om plantensoorten te herintroduceren is via zaden. Dit is een eenvoudige methode waarbij de beheerder vaak precies weet welke soorten hij herintroduceert, afhankelijk van de methode waarmee het zaad verzameld wordt (Hedberg & Kotowski, 2010). Het zaad kan onder andere geoogst worden in goed ontwikkelde graslanden. Wanneer kleine hoeveelheden nodig zijn of alleen zaad van specifieke soorten gewenst zijn kan dit manueel gedaan worden. Bij grotere hoeveelheden of wanneer zaad van alle aanwezige soorten verzameld moet worden kan men gebruik maken van een zogenaamde 'brush harvester' (Figuur 6.4). Dit is een machine waarmee zaden geoogst kunnen worden in een grasland zonder de vegetatie te maaien (Kiehl et al., 2010).



Figuur 6.4: Brush harvester voor het oogsten van zaden in graslanden (Kimseed, 2017; NSW Government - Department of Primary Industries, 2017).

Het voordeel van brush harvesting is dat de zaden gereinigd en gedroogd kunnen worden en zaden van ongewenste soorten verwijderd kunnen worden alvorens in te zaaien op het doel perceel (Hedberg & Kotowski, 2010; Vander Mijnsbrugge, Bischoff, & Smith, 2010). Een voordeel t.o.v. maaiseloogst (zie verder) is dat de brush harvester maar 10-40% van de beschikbare zaden van de bronpopulatie oogst (Vander Mijnsbrugge et al., 2010), waardoor deze minder zwaar beschadigd wordt. Vooral voor éénjarige soorten is dit belangrijk, omdat deze voor hun voortbestaan afhankelijk zijn van de zaadbeschikbaarheid. Bovendien stellen internationale normen dat in een wilde populatie niet meer dan 20% van de rijpe zaden in één keer geoogst mogen worden (Godefroid & Ensslin, 2017). Een nadeel van brush harvesting tov. maaiseloogst is dat bij hoge vegetatie de laaggroeiende soorten ondervertegenwoordigd zijn in het geoogste zaad. Bij lage vegetatie presteren beide methodes even goed (Kiehl et al., 2010).

Een andere toepasbare machine is de 'vacuum harvester'. Dit is een soort stofzuiger die, in tegenstelling tot brush harvesting, ook nog kan worden toegepast lang nadat het zaad op de grond is gevallen. Bovendien worden ook zaden van laaggroeiende soorten hierdoor opgezogen en worden naast zaad ook invertebrata mee overgebracht. Deze methode heeft als nadeel dat ze erg tijdrovend is en kan dus best alleen worden toegepast op plaatsen die onbereikbaar zijn voor machines. Men gebruikt deze methode ook best niet elke jaar op dezelfde plaats, omdat anders teveel zaden worden afgevoerd waardoor het voortbestaan van de bronpopulatie in het gedrang kan komen (Kiehl et al., 2010).

Eén van de oudste methodes voor herintroductie die afstamt van de tijd van de Romeinen is het (her)inzaaien van een grasland met het kaf en zaad dat verzameld werd vanop de bodem van de hooizolder. Deze methode werd tot in de 20^e eeuw veel gebruikt door boeren. Dit is een goedkope methode die soms succesvol is maar vaak ook resulteert in een vegetatie met lage natuurwaarde die gedomineerd wordt door ongewenste soorten, aangezien hier vaak ook onkruidzaden tussen zitten (Kiehl et al., 2010).

Wanneer geen zaden uit het wild meer beschikbaar zijn kan men ook zaad herintroduceren van ex situ (buiten de natuurlijke habitat) bewaarde en opgekweekte planten, bijvoorbeeld uit plantentuinen. Het risico hierbij is dat deze planten meestal in een kleine, geïsoleerde

populatie worden opgekweekt, waardoor snel inteelt optreedt en bij elke generatie de genetische diversiteit verder afneemt. Bovendien kunnen ex situ gekweekte populaties zich niet mee aanpassen aan de veranderende milieuomstandigheden in de natuurlijke habitat, waardoor hun geschiktheid afneemt om een duurzame populatie te vormen. Het herintroduceren van ex situ opgekweekt plantmateriaal moet dus zoveel mogelijk vermeden worden, zeker bij bedreigde soorten. Wanneer dit toch wordt toegepast moet het aantal generaties onder ex situ omstandigheden geminimaliseerd worden (Godefroid & Ensslin, 2017; Vander Mijnsbrugge et al., 2010).

Voor het inzaaien van grotere oppervlaktes, al dan niet op kale grond of op een perceel met lagere natuurwaarde, wordt soms ook gebruikgemaakt van commerciële zaadmengsels. Het nadeel hiervan is dat deze vaak niet van lokale herkomst zijn, waardoor het plantmateriaal dus niet is aangepast aan de lokale omstandigheden en de genetische diversiteit van de lokale populatie verstoord kan worden (Fischer, von der Lippe, Rillig, & Kowarik, 2013; Godefroid & Ensslin, 2017; Kiehl et al., 2010). Bovendien kunnen planten van niet-lokale herkomst ook invasief worden en de lokale populatie verdringen (Walker et al., 2004).

Op vlak van zaaidichtheden geldt soms onenigheid tussen bronnen. Bij de meestgebruikte zaadmengsels uit Duitsland wordt aangeraden om 20 g/m² te zaaien, wat overeenkomt met 20.000 graszaden per m² en resulteert in grote concurrentie om plaats, water en nutriënten. Praktijkonderzoek raadt 1-5 g zaad/m² aan voor zaden die aangepast zijn aan de plaats en van lokale herkomst (Kiehl et al., 2010).

Het succes van zaadherintroductie hangt af van verschillende factoren. Kiehl et al. (2010) beschreef in een meta-analyse een ontkieming van 80-100% van de geïntroduceerde soorten bij de meeste experimenten, maar vestiging op lange termijn varieerde van 32 tot 96% (monitoringstermijn respectievelijk 3 tot 21 jaar). Lepš et al. (2007) beschreef een gemiddelde vestiging van 75% van de soorten met een standaardafwijking van 21% bij een experiment in vijf West-Europese landen. Andere studies maakten zich dan weer zorgen over de overleving op lange termijn van populaties die via zaad geherintroduceerd werden (Hedberg & Kotowski, 2010).

Maaisel of hooi

Naast zaad kan ook hooi of vers maaisel worden geoogst in een goed ontwikkeld grasland om vervolgens uit te spreiden op het doelperceel. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen vers maaisel en gedroogd hooi omdat bij het droog- er keerproces van hooi veel zaden verloren gaan en op de grond vallen. Het overbrengen van vers maaisel is dus efficiënter (Kiehl et al., 2010). Ook is het van belang om de vegetatie te maaien juist op het moment dat de meeste zaden rijp zijn. Het moment van oogsten is namelijk bepalend voor de samenstelling van soorten die worden overgebracht (Walker et al., 2004).

Het voordeel van deze methode is de lage kostprijs en het feit dat veelgebruikte machines, zoals een maaibalk, gebruikt kunnen worden (Kiehl et al., 2010; Walker et al., 2004). Bovendien wordt ook het overbrengen van invertebratengemeenschappen die verbonden zijn aan het graslandtype hierdoor bevorderd (Vander Mijnsbrugge et al., 2010). Nadelen van hooi- of maaiseltransfer zijn dat de beheerder niet altijd weet welke soorten precies

geherintroduceerd worden en dat het grootste deel van de zaden van de bronpopulatie afgevoerd worden, wat risicovol is voor het voortbestaan van één- en tweejarigen (Hedberg & Kotowski, 2010; Vander Mijnsbrugge et al., 2010).

De hoeveelheid hooi of maaisel die uitgespreid wordt op het doelperceel hangt af van het graslandtype, de productiviteit, de plaatselijke omstandigheden, etc. Op steile hellingen kan het hooi dienen als mulchlaag en als erosiebescherming, maar wanneer de laag te dik wordt kunnen lichtkiemers ook benadeeld worden. Edwards et al. (2007) constateerde dat een oppervlakteratio van 1:3 (bronperceel vs. doelperceel) leidde tot lagere vestiging van soorten dan een ratio van 1:1. In mesotrofe-eutrofe graslanden met hoge vegetatie vestigden doelsoorten zich goed na herintroductie via een laag vers maaisel van 5 tot 15cm dik, wat overeenkomt met een oppervlakteratio van 7:1 (Donath, Bissels, Hölzel, & Otte, 2007; Kiehl et al., 2010).

Wanneer verwacht wordt dat doelsoorten ook zullen kiemen vanuit de zaadbank of mobiele soorten op natuurlijke wijze het doelperceel zullen bereiken, wordt best maar een deel van de oppervlakte bedekt met maaisel^[PV1]. Wanneer het maaisel binnen één tot drie jaar na een herstelmaatregel als strippen van de vegetatie of afgraven wordt opgevoerd op het doelperceel heeft dit de grootste kans op vestiging. Uit onderzoek bleek namelijk dat de soorten die het eerst aanwezig zijn op het doelperceel na natuurontwikkelings- of herstelmaatregelen, bepalend zijn voor de richting waarin de vegetatie zich zal ontwikkelen. Dit fenomeen wordt het prioriteitseffect genoemd. Het komt er dus op aan dat zaden en ander plantmateriaal van de gewenste doelsoorten snel genoeg worden geherintroduceerd, voordat dit nieuwe habitat wordt gekoloniseerd door ongewenste soorten (Mergeay & De Meester, 2010; Vereniging Natuurmonumenten, 2014). Eventueel kan later nog een tweede keer maaisel worden opgevoerd (Vereniging Natuurmonumenten, 2014).

Herintroductie via maaisel levert vaak goede resultaten op. Er kunnen veel soorten worden overgebracht, waaronder doelsoorten en soms ook zeldzame soorten of zelfs insecten die met de plantengemeenschap geassocieerd zijn. Deze methode is het meest succesvol in combinatie met het afgraven van de toplaag. Zo konden bij experimenten in Duitsland 71 van de 80 geherintroduceerde soorten zich succesvol vestigen na hooiadditie op afgegraven bodem (Hedberg & Kotowski, 2010).

Jonge of volgroeide planten

Een derde mogelijke vorm van plantmateriaal die kan worden overgebracht zijn jonge of volgroeide planten van de te herintroduceren soorten, ook wel 'plug planting' genoemd. Deze planten worden vaak ex situ opgekweekt en vervolgens uitgeplant op het doelperceel. Via deze methode kunnen individuele plantensoorten worden overgebracht, waardoor dit meestal wordt toegepast bij bedreigde of zeldzame soorten (Hedberg & Kotowski, 2010).

Het voordeel van deze methode is dat er minder zaad nodig is tov. zaadherintroductie. Vooral bij zeldzame soorten die vaak maar een beperkte zaadproductie hebben of waarvan het zaad schaars is speelt dit een belangrijke rol (Godefroid & Ensslin, 2017; Hedberg & Kotowski, 2010). Een ander voordeel is dat de planten rechtstreeks in de bestaande grasmat geplant kunnen worden. Doordat de planten al wat groter zijn kunnen ze de competitie beter aan dan

kiemplanten die vanuit zaad moeten ontwikkelen (Walker et al., 2004). Bovendien zijn opgekweekte planten ook al voorbij hun kwetsbare kiemstadium, waardoor de overlevingskans hoger ligt (Godefroid & Ensslin, 2017).

Het succes van herintroductie via gekweekte planten is wisselend (Hedberg & Kotowski, 2010). In het eerste jaar na herintroductie hebben zaailingen een significant hogere overlevingskans dan geherintroduceerde zaden (Godefroid & Ensslin, 2017). Over de overleving op langere termijn is meer discussie (Hopkins, Pywell, Peel, Johnson, & Bowling, 1999). Deze methode wordt vooral aangeraden bij zeldzame soorten of soorten in een verdere fase van de successie (Hedberg & Kotowski, 2010).

Plaggen of grond met zaden

Plantmateriaal kan ook worden verzameld in goed ontwikkelde graslanden in de vorm van plaggen of grond met zaden van graslandsoorten. Door dit uit te spreiden over het herstellen doelperceel kan de successie gestuurd worden richting biodivers grasland (Mergeay & De Meester, 2010; Vereniging Natuurmonumenten, 2014).

Plaggen kunnen in verschillende maten en op verschillende manieren gestoken worden in het bronperceel, zoals manueel, met een graszodensnijder of met aangepast machines (Figuur 6.5). Hierbij is het van belang dat de doelsoorten voorkomen in de zone van het bronperceel waar de plaggen gestoken worden, maar zeker geen invasieve exoten aanwezig zijn (Vereniging Natuurmonumenten, 2014). Meestal worden plaggen gestoken van meer dan 50x50cm en 30-50cm diep, om vervolgens uit te spreiden of in te graven in het doelperceel (Kiehl et al., 2010). Het doelperceel wordt meestal vooraf geplagd of afgegraven (Vereniging Natuurmonumenten, 2014).



Figuur 6.5: Plaggen van blauwgrasland worden gestoken in een goed ontwikkeld bronperceel (links) en ingevragen op het doelperceel (rechts) in het kader van het LIFE+ project 'Blues in the Marshes' in Nederland (Natuurmonumenten, 2013).

Het voordeel van herintroductie via plaggen is dat de soorten direct kunnen wortelen en ook een deel van de zaadbank en bodembiota mee worden geherintroduceerd. Deze bodembiota, zoals specifieke schimmels en mycorrhizae, bacteriën, nematoden, etc., spelen een cruciale

rol bij de ontwikkeling van nieuwe natuurgebieden, aangezien deze in interactie staan met de bovengrondse vegetatie (Kardol et al. 2009; Vereniging Natuurmonumenten, 2014).

Herintroductie via plaggen of grond is meestal succesvol. Trueman et al. (2007) rapporteerden een vestiging van 100% van de soorten tot 5 jaar na herintroductie van soortenrijk mesotroof grasland. Bullock (1998) vergeleek 24 habitattranslocaties in Groot-Brittannië en kwam tot een vestigingsgraad tussen 54 en 91% na 3 tot 7 jaar. De meest effectieve methode is het overbrengen van zoden of plaggen, maar het overbrengen en uitspreiden van grond van het bronperceel is veel goedkoper en geeft ook bevredigende resultaten. In alle experimenten met bodem- of plaggentransfer ondervond men wel problemen met eutrofiëring als gevolg van versnelde mineralisatie van nutriënten in de overgebrachte grond (Kiehl et al., 2010).

6.2.2 Vergelijking van methodes

Elke methode heeft zijn voor- en nadelen en is niet even geschikt voor elke specifieke situaties. Uit een meta-analyse van Kiehl et al. (2010) bleek dat het aantal succesvol overgebrachte soorten meestal hoger ligt bij maaisel- en hooiadditie dan bij zaadadditie. Bovendien is het gebruik van vers maaisel ook goedkoper dan bij zaadadditie. Anderzijds zal zaadadditie nodig blijven in regio's waar relictpopulaties verdwenen zijn of waar geen graslanden van voldoende grootte voor hooioogst aanwezig zijn (Kiehl et al., 2010).

Brush harvesting is eveneens duurder dan maaiseladditie aangezien hiervoor een gespecialiseerde machine nodig is. Deze methode wordt wel aangeraden wanneer zaadoogst en herintroductie niet op hetzelfde moment kunnen plaatsvinden, aangezien het zaad tijdelijk kan bewaard worden voordat het wordt uitgezaaid op het doelperceel. Bij vacuum harvesting kan dit ook maar deze methode is arbeidsintensief en wordt alleen aangeraden voor kleine oppervlaktes die ontoegankelijk zijn voor maaimachines of wanneer de vegetatie niet meer rechtop staat (Kiehl et al., 2010).

Een algemeen nadeel van herintroductie via zaad, hooi of maaisel tov. jonge of volgroeide planten is dat zaden niet altijd kiemen en bovendien is het kiemstadium het meest kwetsbaar in de levenscyclus van de plant (Godefroid et al., 2011). Herintroductie van opgekweekte plantjes is nog duurder dan maaisel- of zaadadditie en wordt daarom vooral aangeraden bij herintroductie van zeldzame soorten. Ook het overbrengen van plaggen of zaadhoudende grond vraagt aangepaste machines en heeft bovendien een zware impact op het bronperceel, waar de plaggen of grond worden weggehaald. Daarom wordt deze methode alleen aangeraden wanneer het brongebied hoe dan ook zou verdwijnen, bijvoorbeeld door een bestemmingswijziging (Kiehl et al., 2010).

6.2.3 Ondersteunende maatregelen op het doelperceel

Door het doelperceel goed voor te bereiden en bijkomende ondersteunende maatregelen uit te voeren kan de slaagkans van de herintroductie sterk verhoogd worden. Naast het herintroduceren vanuit een gemixte herkomst zijn er nog twee maatregelen die het herintroductiesucces significant beïnvloeden, namelijk het wegnemen van concurrentie door

de omliggende vegetatie te verwijderen en het beschermen van het doelperceel, bijvoorbeeld door afrasteren (Godefroid & Ensslin, 2017; Godefroid et al., 2011).

Herintroductions kennen het grootste succes wanneer het plantmateriaal wordt uitgespreid op de minerale bodem van het doelperceel, nadat de vegetatie werd gestript of bodem werd bewerkt of afgegraven (Godefroid & Ensslin, 2017; Kiehl et al., 2010). Door de toplaag af te graven wordt bovendien ook een deel van de nutriëntenstock verwijderd, wat belangrijk is wanneer het perceel een landbouwverleden kent met intensieve bemesting. Anderzijds wordt de zaadbank van het perceel ook grotendeels verwijderd bij afgraven. Wanneer deze bestaat uit onkruidzaden is dit een voordeel, maar wanneer nog zaden van doelsoorten aanwezig waren uit het verleden vormt dit uiteraard een nadeel (Kiehl et al., 2010; Walker et al., 2004).

De hoge vestigingsgraad van soorten op voormalige landbouwgrond, die meestal nog een grote nutriëntenstock van P en N bevat, toont aan dat kale bodem mogelijk belangrijker is dan schrale omstandigheden. Op lange termijn is het verschromen van de bodem echter nog steeds cruciaal, omdat competitieve soorten zich nog steeds kunnen vestigen en de doelsoorten weg concurreren zolang de bodem voedselrijk is. Op kale gronden kan het succes nog vergroot worden door de kiemplantjes te beschermen tegen uitdroging en erosie, door een mulchlaag aan te brengen of door maaisel of hooi met zaden in te herintroduceren, waarbij dit maaisel of hooi dienst doet als mulchlaag (Kiehl et al., 2010).

Herintroductie van zaden op een perceel waar de vegetatie een dichte zode vormt resulteert meestal in een lage vestiging (<40%) (Kiehl et al., 2010). Dit kan voorkomen worden door de vegetatie te strippen of te toplaag af te graven voor herintroductie (Kiehl et al., 2010; Korevaar & Geerts, 2009). Een beheer van maaien en afvoeren met nabegrazing is meer succesvol gebleken dan grazen of maaien alleen (Hayes & Sackville Hamilton, 2001; Hayes, Sackville Hamilton, Tallowin, Buse, & Davies, 2000; Smith, Shiel, Millward, & Corkhill, 2000). Bij een maai- en grasbeheer wordt namelijk de dominantie van competitieve grassen doorbroken, wordt de biomassa-productie gereduceerd, wordt de overtollige stock aan nutriënten langzaam afgevoerd en bovendien worden ook kiemmogelijkheden voor doelsoorten gecreëerd doordat de grasmat wordt opengescheurd door betreding van de grazers. Bovendien kan de soortenrijkdom nog verhoogd worden door naast zaad het doelperceel ook te enten met bodem of plaggen van goed ontwikkelde halfnatuurlijke graslanden (Walker et al., 2004).

Ook na de herintroductie moet het beheer van het perceel op lange termijn verzekerd worden, zodat ruderalen niet gaan domineren, de successie in hetzelfde stadium wordt gehouden en laaggroeiende soorten niet verloren gaan door competitie (Kiehl et al., 2010). Alleen zo kan de geherintroduceerde populatie op lange termijn in stand gehouden worden.

6.2.4 Lokaal vs. niet-lokaal materiaal

Er wordt meestal aangeraden om plantmateriaal van lokale herkomst te gebruiken bij herintroductions, maar hebben lokale herkomsten ook effectief meer vestigingssucces dan niet-lokale herkomsten? En hoe bepaalt men wat lokaal is en wat niet? Dit zijn vragen die al door verschillende wetenschappers onderzocht werden, soms met tegenstrijdige resultaten (Bischoff et al., 2006; De Kort et al., 2014).

Plantmateriaal van lokale herkomst verdient de voorkeur bij herintroducties. Met lokaal bedoelt men autochtone populaties die constant aanwezig waren in de regio sinds de laatste ijstijd of die de regio daarna via natuurlijke migratie bereikten. Hierdoor zijn deze lokale populaties aangepast aan de specifieke milieumomstandigheden van de regio en worden de natuurlijke verspreidingspatronen niet verstoord. Bovendien is het risico op uitbreiding depression hierbij het kleinst en kunnen de geïntroduceerde individuen zich niet plots invasief gaan voortplanten (Kiehl et al., 2010; Vander Mijnsbrugge et al., 2010; Walker et al., 2004). Door lokaal herkomstmateriaal te gebruiken blijven allelen die aangepast zijn aan de lokale omstandigheden behouden, en wordt voorkomen dat slecht aangepast genotypen worden geïntroduceerd, waardoor het adaptief vermogen verloren gaat en de populatie kan uitsterven (De Kort et al., 2014).

Anderzijds bleek uit onderzoek dat lokale herkomsten niet per se een hogere fitness vertonen (Vander Mijnsbrugge et al., 2010; Walker et al., 2004). Kieming van geherintroduceerde soorten varieerde sterk tussen populaties, waardoor de niet-lokale herkomsten soms beter kiemden dan de lokale populatie. Toch kunnen ook superieure niet-lokale herkomsten ook een gevaar vormen, aangezien ze invasief kunnen worden. Hierdoor kunnen ze autochtone populaties vervangen of zich vestigen in populaties waar deze soort oorspronkelijk niet voorkwam, waardoor derivaatgemeenschappen ontstaan. Daarom zijn dus zowel inferioriteit en superioriteit een reden om niet voor niet-lokale herkomsten te kiezen. Kleine genetische differentiatie zou minder problematisch zijn (Bischoff et al., 2006).

Veel soorten vertonen kleine genetische verschillen afhankelijk van de habitat waarin ze groeien. Daarom is het mogelijks belangrijker om plantmateriaal te verzamelen in een bronhabitat die sterk overeenkomt met de doelhabitat maar wat verder ligt, dan in een bronhabitat in de nabije omgeving die meer verschillen vertoont met de doelhabitat. Het plantmateriaal uit de eerste habitat, die verder weg ligt maar meer gelijkend is, zal waarschijnlijk beter aangepast zijn aan de milieumomstandigheden van de doelhabitat (Vander Mijnsbrugge et al., 2010; Walker et al., 2004). Andere onderzoekers die populaties op verschillende schalen onderzochten constateerden ook al dat sommige populaties grotere differentiatie vertonen binnen eenzelfde regio dan tussen verschillende regio's (Berg, Becker, & Matthies, 2005; Santamaría et al., 2003). Bij het kiezen van een geschikte bronpopulatie moet dus niet alleen gekeken worden naar de kortste afstand, maar ook naar de gelijkheid met de habitat van het doelgebied (Vander Mijnsbrugge et al., 2010).

6.3 Chopperen

Een maatregel die kan ingezet worden op percelen die een erg dichte grasmat hebben, en waar het vestigen van kruiden lang op zich laat wachten, is het oppervlakkig verwijderen van vegetatie en het bovenste laagje van de bodem. Zelfs op percelen met een gunstige abiotiek (lage biobeschikbare fosforvoorraad) kan een dergelijke gesloten grasmat er voor zorgen dat de soortenrijkdom lange tijd laag blijft. Eens de gras- en wortelzode doorbroken is kunnen kruidachtige planten zich vestigen.

Het strippen van de vegetatie kan bijvoorbeeld met behulp van een zware klepelmachine die de zode afslaat en met een opraapbak afvoert, een techniek die chopperen wordt genoemd

(Figuur 6.6). Chopperen is een methode die zich situeert tussen maaien en plaggen en kan beschouwd worden als een diepe vorm van maaien of een ondiepe manier van plaggen (Gybels et al., 2012; Wallis de Vries et al., 2014). De voorbije 5 jaar nam het gebruik van deze methode sterk toe in het heidebeheer (Gybels et al., 2012). Het is een minder ingrijpende en goedkopere maatregel dan plaggen, omdat de bodem veel minder diep verstoord en afgevoerd wordt (Niemeyer et al., 2007). Toch levert chopperen volgens beheerders van Natuurpunt in een werkgang een minder vergraste heide op door actieve verjonging van de heidevegetatie (Fartmann et al., 2015). Door het succes in heideherstel worden steeds betere choppermachines gebouwd die ook in graslandherstel zouden kunnen ingezet worden. De zode in graslanden is wel een stuk dikker dan in heidegebieden, dus mogelijk zullen verschillende werkgangen nodig zijn om een goed resultaat te bekomen. In het kader van het Life project Pays Mosan werd recente en choppermachine aangekocht, die zal uitgetest worden op vergraste percelen in functie van herstel van kalkgrasland, heischraal grasland en glanshaverhooilanden. Meer informatie hierover kan bekomen worden bij Joost Dewispelaere (Natuurpunt).



Figuur 6.6: Het testen van een nieuw aangekochte choppermachine in functie van herstel van kalkgraslanden in het kader van het Life-Project Pays Mosan (foto's: Gabriel Erens)

Chopperen van graslanden zal weinig effect hebben op de fosforvoorraad, die grotendeels gebonden zit aan bodemdeeltjes tot op diepere bodemlagen. De P-afvoer is dus maar iets groter dan bij een intensieve maaibeurt. Chopperen is wel erg efficiënt voor het afvoeren van stikstof (meestal gebonden aan organisch materiaal in de graszode) (Niemeyer et al., 2007) en zal dus vooral ook de biotische ontwikkelingskansen van kruidachtige graslandsoorten vermeerderen door de dominantie van de grasmatten te doorbreken.

6.4 Herstel van ecologisch waardevol bos

6.4.1 Theoretische achtergrond

In bossen is de beschikbaarheid aan P van nature zo laag dat competitieve soorten zoals brandnetel, kleeftuif en zevenblad niet explosief kunnen groeien. De vaak erg hoge fosforconcentraties na landbouwgebruik zorgen er echter voor dat de vegetatie sterk gedomineerd wordt door deze snelgroeiende soorten, waardoor de groei van andere bosplanten sterk vermindert. In een competitieve vegetatie van o.a. grote brandnetel is het

aantal zaailingen van bosplanten dat een adult levensstadium bereikt dan ook zeer klein (Baeten et al. 2011). Er zijn echter ook positieve effecten. Indien bijvoorbeeld een individu van slanke sleutelbloem het adult stadium bereikt, groeit het beter en produceert het meer zaden in jonge bossen met hoge fosforbeschikbaarheid. Het is echter tijdens de groei van zaailing naar adult dat slanke sleutelbloem de meeste hinder ondervindt van competitie door forse soorten zoals grote brandnetel (Baeten et al. 2011).

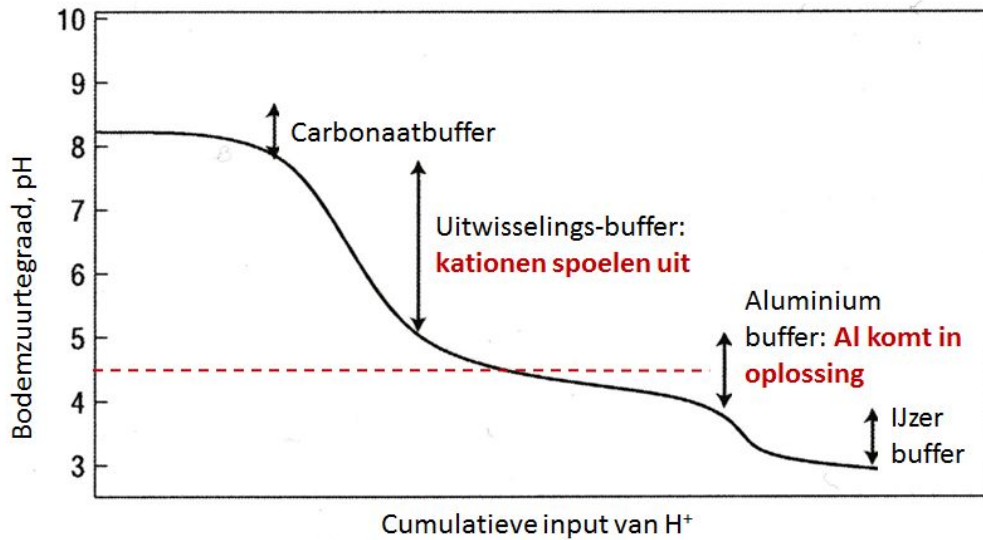


Figuur 6.7: De vaak erg hoge fosforconcentraties na landbouwgebruik zorgen er vaak voor dat de vegetatie sterk gedomineerd wordt door snelgroeiende competitieve soorten als Grote brandnetel, waardoor bosplanten verdrongen worden door lichtgebrek (Foto Luc De Keersmaeker)

Door de boomsoortenkeuze en het aanplantschema, kan de beheerder ingrijpen op het lichtregime, de bodemontwikkeling en de samenstelling van de kruid- en struiklaagvegetatie van het bos. De aangeplante boomsoort heeft een doorslaggevende invloed op het lichtregime en de strooiselkwaliteit, twee factoren die naast de nutriëntenbeschikbaarheid bepalend zullen zijn voor de ontwikkeling van het bosecosysteem. Lichtrijke bossen met lichtboomsoorten op voormalige landbouwgrond worden meestal gekenmerkt door ruigtekruiden die de kolonisatie van typische bosplanten kunnen belemmeren. Door te kiezen voor schaduwboomsoorten of door ook een struiklaag met hazelaar of spork aan te planten, kan de beheerder de snelgroeiende ruigtekruiden grotendeels onderdrukken omdat de lichtbeschikbaarheid limiterend wordt. Een te langdurige diepe schaduw kan echter ook voor typische bosplanten nefast zijn. Door de struiklaag cyclisch te kappen (hakhoutbeheer), wordt telkens gedurende enkele jaren meer licht geboden. Tijdens deze korte periode van hogere lichtbeschikbaarheid kunnen bosplanten zich vegetatief of generatief (via zaad) uitbreiden, terwijl ruigtekruiden niet volledig tot dominantie kunnen komen omdat licht relatief snel terug beperkend wordt. Een belangrijke randvoorwaarde hierbij is de snelle hergroei van het hakhout.

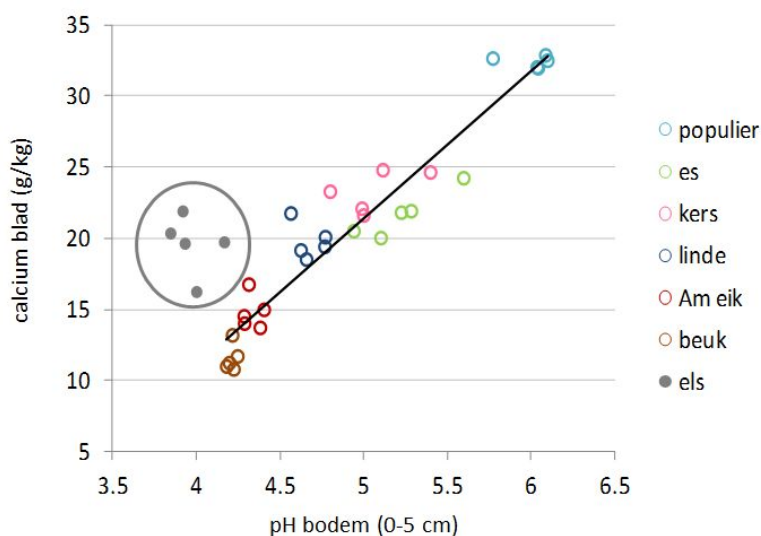
Na het stopzetten van bekalking verzuurt de bodem door verschillende processen. Bodemverzuring maakt dat basische kationen (kalium, calcium en magnesium) schaars worden en dat meer aluminium in het bodemwater komt (zie Fig. 6.8). Hoge aluminiumconcentraties zijn nadelig voor zaailingen van bijvoorbeeld es en esdoorn, voor kruidachtige bosplanten (bv. bosanemoon) en voor diepgravende regenwormen en bodemmicro-organismen zoals mycorrhiza. De depositie van atmosferische pollutanten

afkomstig uit verkeer (stikstofoxides: NO_x), landbouw (ammoniak: NH_3) en industrie (zwaveldioxide: SO_2) is in onze dichtbevolkte regio een zeer belangrijke verzurende factor.



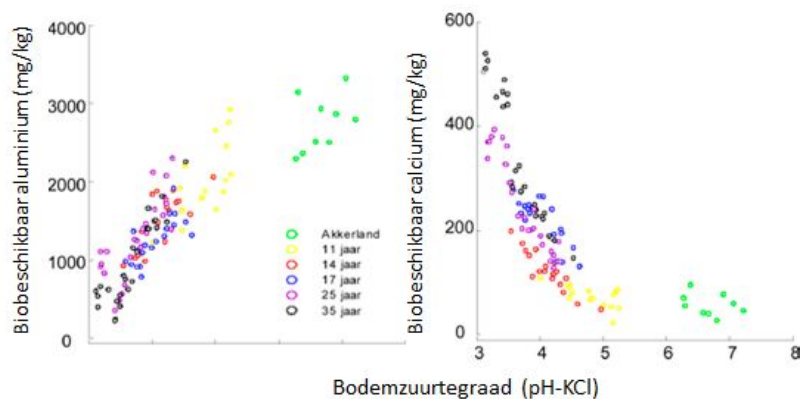
Figuur 6.8 Door de cumulatieve input van verzurende protonen (H^+) verandert de zuurtegraad of pH van de bodem, en komt uiteindelijk aluminium in de bodemoplossing terecht, wat een impact heeft op het functioneren van het bosecosysteem

Bij bebossing wordt de snelheid van bodemverzuring bovendien mee bepaald door de gekozen boomsoort. Eerst en vooral is de bladstrooiselkwaliteit van belang, en voornamelijk de concentraties aan Ca blijken hierbij van belang (zie Fig. 6.9). Het bladstrooisel van boomsoorten zoals populier, gewone es, gewone esdoorn, linde en kers breekt snel af door de hoge concentraties van basische kationen (calcium, magnesium en kalium) en het lage ligninegehalte. Door de snelle afbraak worden deze basische kationen ook snel vrijgesteld waardoor ze de bodem kunnen bufferen tegen bodemverzuring.



Figuur 6.9: Boomsoorten kunnen sterk verschillen in concentraties aan basische kationen (calcium in de figuur) in het bladstrooisel, wat belangrijke effecten heeft op de zuurtegraad van de bodem. Els vertoont een afwijkend patroon omwille van de verzurende werking door zijn N-fixerende eigenschap

Bij deze snelle strooiselafbraak spelen regenwormen een cruciale rol. Gravende regenwormen woelen de bodem om en vermengen de bodem met bladstrooisel en uitwerpselen. Eik, beuk en de meeste naaldboomsoorten hebben een strooisel van lagere kwaliteit (lage calciumconcentraties, veel lignine, Fig 6.9) wat niet gesmaakt wordt door regenwormen. De regenwormpopulatie verkleint dan ook onder deze boomsoorten, wat bijdraagt tot de ophoping van strooisel aan het bodemoppervlak en dus tot bodemverzuring. Stikstoffixerende boomsoorten zoals els en robinia zijn eveneens sterke verzuurders van de bodem. Door het cumulatieve effect van deze processen neemt bodemverzuring meestal toe met de bosleeftijd en wordt het verschil tussen bodems onder verschillende boomsoorten steeds groter. Oudere bossen op voormalige landbouwgrond worden meestal gekenmerkt door lagere concentraties van biobeschikbaar calcium, en hogere concentraties van biobeschikbaar aluminium (zie Fig.6.10).

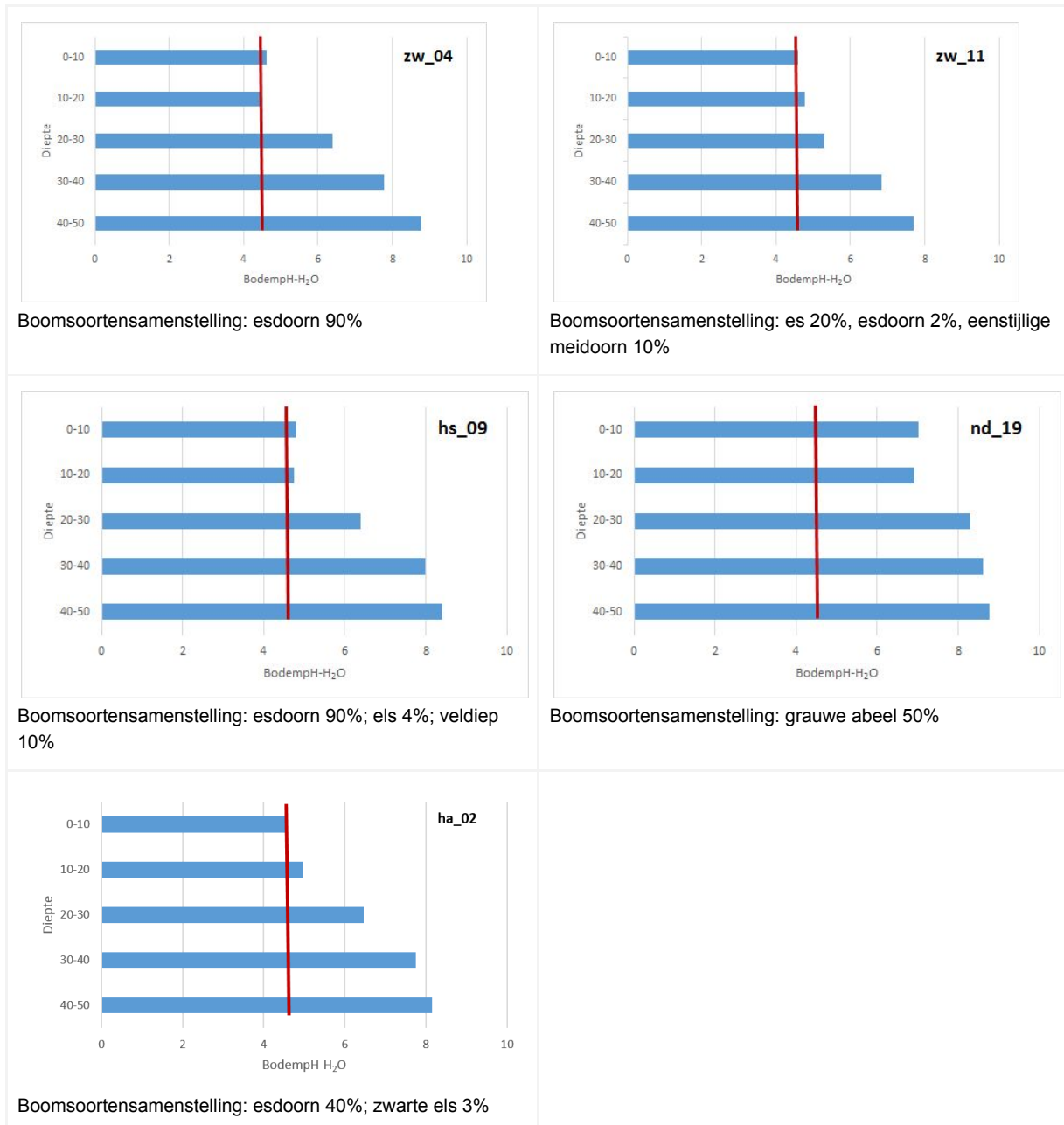


Figuur 6.10: Bodemzuurtegraad en concentratie biobeschikbaar calcium en aluminium in akkerland en bossen die 11-35 jaar geleden geplant werden op landbouwgrond (De Schrijver et al. 2012)

Naast het lichtregime verschillen ook de strooiselkwaliteit en -kwantiteit tussen boomsoorten, welke dus bepalend zijn voor de snelheid van verzuring van de bodem. Een dikke strooisellaag kan de vestiging van plantensoorten bemoeilijken, hoewel sommige soorten goed aangepast zijn aan een dikke strooisellaag (bv. wilde hyacint en gele dovenetel). **Net omdat bosplanten het reeds moeilijk hebben op sterk bemeste landbouwgronden (zie hierboven) blijkt de keuze voor een weinig verzurende boomsoort een belangrijk verschil te maken in de vestigingsmogelijkheden van de bosplanten.** In een kiemingsproef kiemde slanke sleutelbloem bijvoorbeeld enkel onder bodem van populier en niet onder de sterk verzuurde bodem van beuk of zwarte els (De Schrijver et al. 2011). Maar ook de zuurtolerante soorten als wilde kamperfoelie en grote muur kiemden beter in minder zure bodems. Bij een introductie-experiment bleek er een duidelijk betere vestiging van bosanemoon, slanke sleutelbloem en bosbingelkruid onder de minder zure bodems van gewone esdoorn, winterlinde, gewone es en populier dan onder zure bodems van zwarte els, beuk, valse acacia en Amerikaanse eik (De Schrijver et al. 2011). Relatief zuurtolerante soorten zoals wilde hyacint kiemden en vestigden zich onder alle boomsoorten even goed.

6.4.2 Toegepast op het studiegebied

In het studiegebied werden vijf bosplots bemonsterd: twee plots in de Zwinduinen (zw_04 en zw_11), een in de Houtsaegerduinen (hs_09), een in de Noorderduinen (nd_19) en een in de Hanecartbossen (ha_02). Door het opmeten van de bodempH op verschillende dieptes, kan vastgesteld worden wat de huidige graad van verzuring is in het bodemprofiel onder deze bossen (Figuur 6.11).

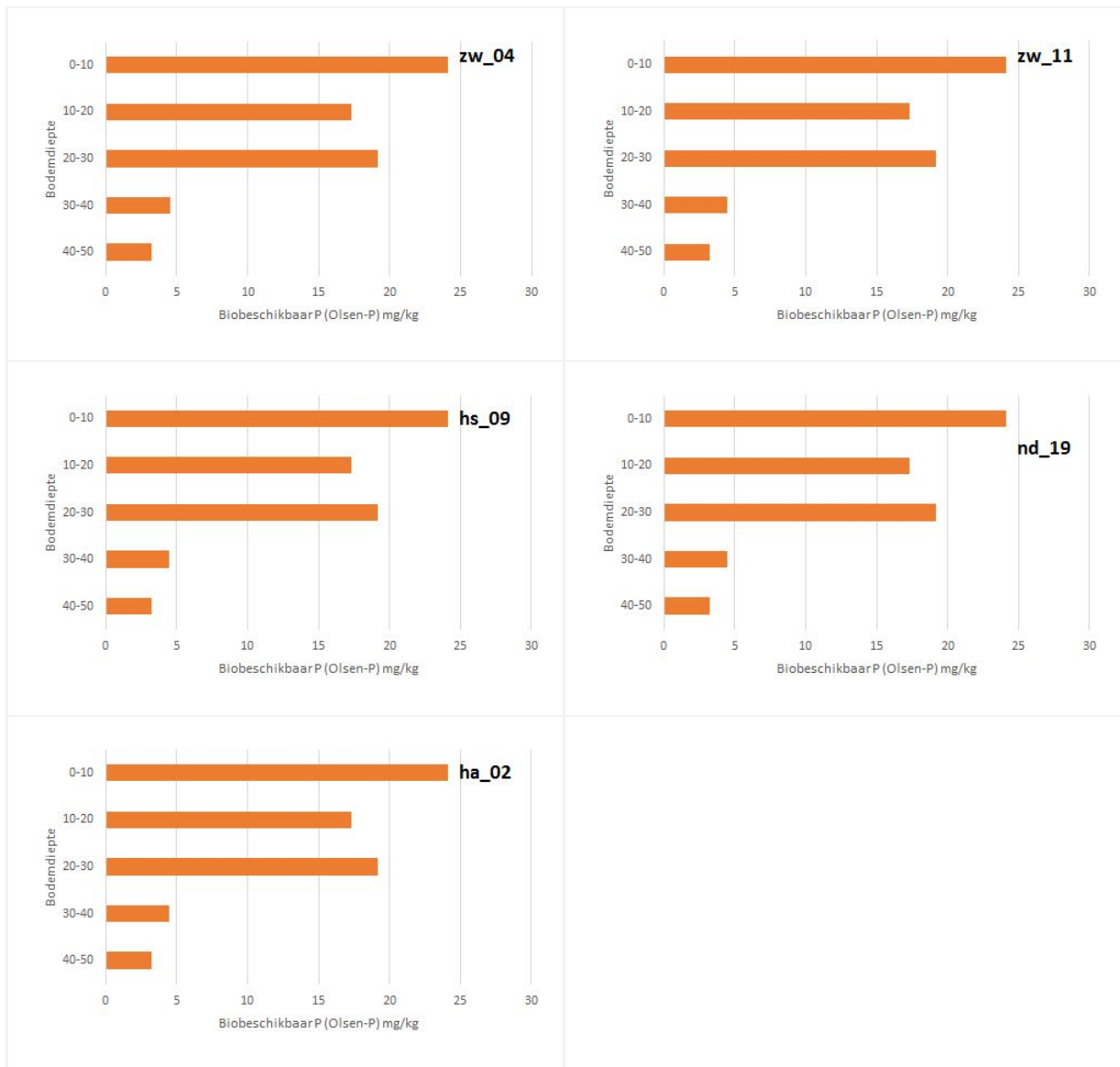


Figuur 6.11: het verloop van de bodemzuurtegraad doorheen het bodemprofiel van de vijf onderzochte bossen in het projectgebied. De rode lijn illustreert de pH-H₂O-grens van 4.5, onder welke de beschikbaarheid van Al in de bodemoplossing sterk verhoogt

Voor vier van de vijf bosjes werd vastgesteld dat het bodemprofiel in de bovenste 20 cm al sterk verzuurd was in vergelijking met de dieper gelegen bodemlagen, en dit ondanks het feit

dat er quasi geen sterk verzurende boomsoorten voorkomen (esdoorn, es, veldiep en grauwe abeel hebben rijk strooisel dat snel afbreekt, en daardoor de bodem minder snel verzuurt dan bv. zwarte els, eik of beuk). De bodempH schommelt rond pH=4.5, terwijl in de diepere lagen tussen pH = 6 en 8. Dit betekent dat toxisch aluminium beschikbaar is in het bodemvocht, en vb. regenwormen zullen verdwijnen uit het bodemprofiel. Oorzaak van deze sterke verzuring zijn wellicht de vrij hoge deposities van potentieel verzurende stoffen. Bomen zijn omwille van hun grote ruwheid in het landschap immers zeer efficiënt in het capteren van polluenten uit de atmosfeer. De sterk zandige textuur van de bodem, met een slechts lage capaciteit tot binding van basische kationen, maakt dat deze inkomende verzuring maar in beperkte mate kan gebufferd worden, en de bodem snel verzuurt. Om een verder schrijdende verzuring van de diepere bodemlagen te voorkomen, is het dan ook van belang om te waken dat de boomsoortensamenstelling blijft bestaan uit boomsoorten met snel afbreekbaar strooisel, dat niet verzurend werkt. Zwarte els (*Alnus glutinosa*) wordt best vermeden, omwille van zijn snelle verzuring (op droge bodems althans), ten gevolge van zijn capaciteit tot stikstoffixatie.

De in het bodemprofiel verhoogde concentraties aan biobeschikbaar P in de bovenste 30 cm (= ploegvoor) (Fig. 6.12) wijzen duidelijk op een voormalig landbouwgebruik. De plots hs_09, nd_19 en ha_02 hebben een voorgeschiedenis als duinakkertjes, en werden wellicht bemest met stalmest, visafval, ... De bossen in de Zwinduinen zw_04 en zw_11 waren vermoedelijk ooit cultuurgraslanden, maar dit is niet helemaal zeker. De verhoogde P-concentraties zorgen er samen met de lichtrijke omstandigheden voor dat zich een ruderaal vegetatie van brandnetels en bramen kan ontwikkelen (Fig. 6.13). Indien de beheerder oordeelt dat deze samenstelling van de ondervegetatie ongewenst is, kan dit tegengegaan worden door het aanplanten van een schaduwbrengende struiklaag of schaduwboomsoorten.



Figuur 6.12: Het verloop van het biobeschikbaar P doorheen het bodemprofiel van de vijf onderzochte bosplots in het projectgebied.



Figuur 6.13: Foto's van de vegetatiesamenstelling in de vijf onderzochte bosplots

6.5 Verstuiving

Herstel van de winddynamiek is niet enkel essentieel voor het behoud en herstel van stuivende duinen maar heeft ook een positief effect op andere kruidachtige habitattypen zoals mosduinen, duingraslanden en jonge duinvalleien. Verstuiving is eveneens een goede maatregel tegen verzuring. Niet alleen in pioniersvegetaties, maar ook in stabiele vegetaties leidt verstuiving tot een hogere zuurtegraad. Dit gaat gepaard met een afname van nutriënten. In vers zand zit bijna geen organische stof (Kooijman et al. 2000).

In het kader van de nutriëntenproblematiek in duinen met voormalig landbouwgebruik kan verstuiving dan ook op verschillende manieren als mogelijke herstelmaatregel in overweging genomen worden.

Een eerste optie is het stimuleren van relatief grootschalige verstuiving aan de binnenduinrand waardoor grote hoeveelheden zand oostwaarts richting polder stuiven. Hierdoor worden voedselrijke percelen door een laag mineraal, kalkrijk en voedselarm zand afgedekt waarna de successie in de droge of vochtige sfeer op gang kan komen. Afremmen van de verstuiving kan door aanplant van helm, al is het weinig waarschijnlijk dat dit het probleem zal vormen. Veeleer zal het op gang krijgen en behouden van de stuifduinen een uitdaging vormen. Niets doen als beheer van stuifduinen is, zoals vroeger te gemakkelijk werd aangenomen, geen optie. Duurzame verstuiving op een redelijke schaal vergt drastische maatregelen met initiële inzet van grote graafmachines en intensief nabehoor zoals bijvoorbeeld in Wales, Nederland én Vlaanderen (Ter Yde) al zijn uitgevoerd. Daarenboven zijn de mogelijkheden ruimtelijk bijzonder beperkt. In het volgend hoofdstuk gaan we hier per gebied verder op in.

Een tweede optie is het inzetten van meer kleinschalige verstuiving, ofwel door 'overpoedering' door zand afkomstig van meer grootschalige verstuivingen ofwel vanuit lokale kleine stuifkuilen (zie ontgronden). Vooral de aanvoer van kalkrijk zand zal een belangrijke impact hebben op de nutriëntenhuishouding, al is niet geheel duidelijk wat het resultaat zal zijn. Enerzijds kan de extra kalk fosfor vastleggen in de goed omsloten fractie maar anderzijds zal de verhoging van de pH ook een verhoogde mineralisatie van fosfor en stikstof uit het organisch materiaal met zich meebrengen (zie achtergronden).

Verstuiving leidt tot een toename van oppervlakte kaal zand en pioniervegetatie, maar houdt vergrassing en verstruweling niet tegen. Bij een verhoogde N-depositie wordt het zand vrij snel weer vastgelegd door algen en groeit het vrij snel weer dicht op luwe plaatsen (Kooijman et al. 2004).

6.6 Structureel landschapsherstel

Vooraleer de hoger beschreven maatregelen voor herstel en ontwikkeling van natuurwaarden op habitatniveau worden toegepast, dient de inrichting van de voormalige landbouwgebieden op landschapsniveau te worden bekeken. Een optimaal streefbeeld wordt opgesteld op basis van de aanwezige natuurwaarden, de potenties op vlak van hydrologie en bodem en de landschappelijke context (zie ook Cosyns et al. 2010). Actueel worden dergelijke gedetailleerde plannen uitgewerkt voor de binnenduinen van Knokke (Zwaenepoel et al.

2016) en in het kader van de Natuurinrichting voor de Schuddebeurze (VLM 2017). Het uitwerken van dergelijke visie voor alle voormalige landbouwgebieden valt echter buiten de opzet van dit rapport, ook al omdat hiervoor gedetailleerde gebiedsdekkende gegevens over bodem en hydrologie noodzakelijk zijn. Hier formuleren we enkel een aantal algemene bedenkingen.

Een fundamentele keuze die moet gemaakt worden betreft de openheid van het landschap. Dit is vooral van belang voor de typische vogelsoorten van open landschappen zoals grutto, tureluur of kluut (Van Uytvanck & Goethals 2014). Aan onze kust zijn de meeste binnenduingebieden te klein, te versnipperd of te droog om voor deze soortengroep volwaardige kansen te geven. In veel gevallen zal natuurwinst vooral te boeken zijn met grotere structuurrijkdom. We denken daarbij aan broedvogels als roodborsttapuit, op termijn geelgors of (zeer hoog gegrepen) grauwe klauwier. Maar ook voor het landbiotoop van amfibieën zoals kamsalamander en voor veel soorten invertebraten is structuurrijkdom zeer belangrijk.

Verhogen van de structuurrijkdom kan vooreerst door aanplant van hagen, houtkanten, bosjes of struweeleilanden. Daarbij moet het autochtoon karakter van het plantgoed bewaakt worden. Ook het graven van poelen of depressies verhoogt de structuurrijkdom omdat zich in de oeverzones vaak een ruigere vegetatie of rietkraag ontwikkelt. Op perceelsniveau kan stootbegrazing of plaggen toegepast worden om lokale opslag van struweel te bevorderen.

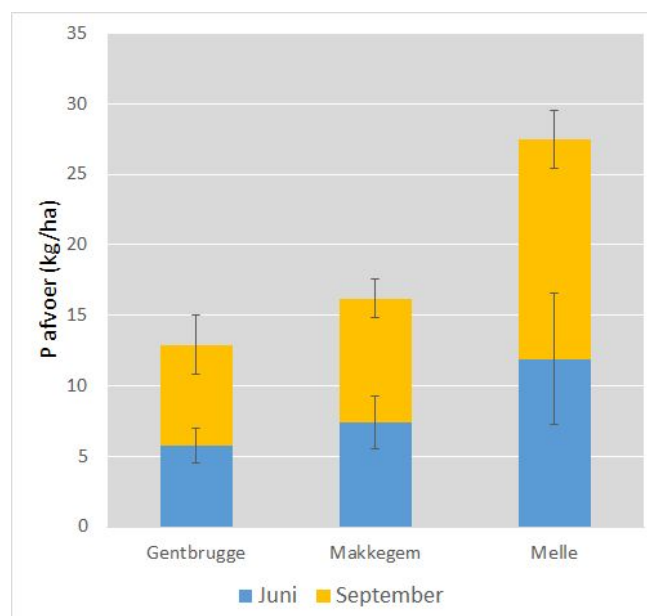
Voor insecten kan het interessant zijn om gefaseerd te maaien. Bij gefaseerd maaibeheer wordt een deel van het grasland niet gemaaid. Dat kan aan de rand zijn of een vlek midden in het perceel. Bij een volgende maaibeurt in hetzelfde jaar, laat je best op dezelfde plaats de vegetatie staan. Zodanig dat er een deel van het grasland een volledig jaar niet wordt gemaaid. Het jaar daarop kies je een ander deel, anders krijg je een ruigte. Gefaseerd maaien is zeer belangrijk voor insecten (Ecopedia, 2018).

Een nieuwe en speciale manier van het toepassen van gefaseerd maaibeheer, is sinusbeheer. Per maaibeurt blijft ca. 40% van de vegetatie staan en er wordt gewerkt met een slingerende maaipaden, zogenaamde sinuspaden. Deze variëren in ruimte en tijd. Als resultaat ontstaat heel veel variatie, wat uitermate gunstig is voor de biodiversiteit. Bovendien wordt flora- en faunagericht beheer verweven in één methode. Meer info over hoe dit in de praktijk best wordt aangepakt kan teruggevonden worden via o.a. <https://www.vlinderstichting.nl/sinusbeheer/>

7. Achtergrondinfo bij de berekeningen verschrallingsduur bij maaien en uitmijnen

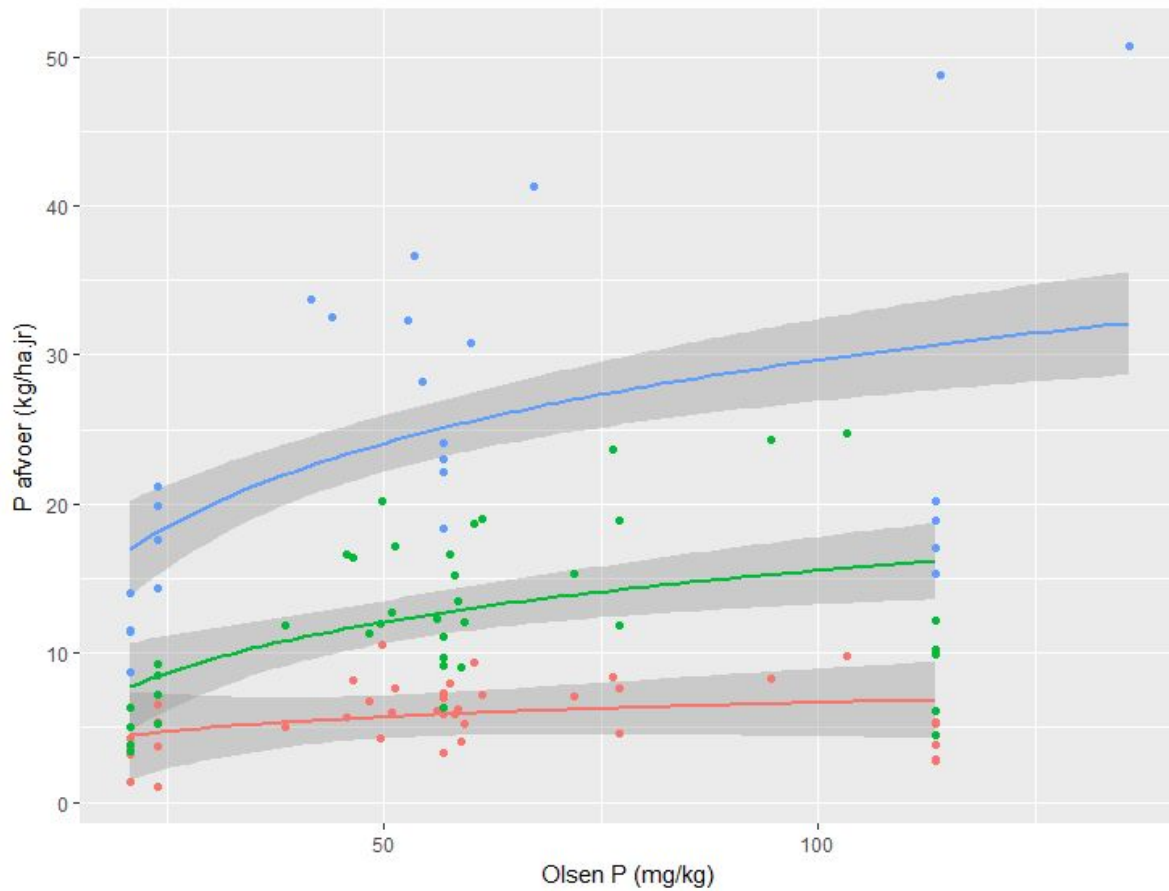
Wanneer de bodem verschaalt neemt de P-afvoer bij maaien af door het optreden van limitatie door nutriënten die snel uit het systeem verdwijnen, zoals stikstof (N) en kalium (K). Dit werd duidelijk vastgesteld voor de bestudeerde plots in dit studiegebied (zie §4.4). Ook met afnemende concentraties aan biobeschikbaar P neemt de P-afvoer af (Fig. 4.17). Ook werd vastgesteld dat de P-afvoer in de plots met meer kleiige bodem significant hoger ligt dan in plots met zandige bodem (Fig. 4.17). Deze gemodelleerde fosforafvoer is gebaseerd op een eenmalige maaibeurt in juni 2017, wat overeenkomt met de werkelijke fosforafvoer van een beheer met maaien en nabegrazing als we bij begrazing uitgaan van een gesloten fosforcyclus. Met deze gegevens, in combinatie met een ruime databank aan bijkomende gegevens uit andere lopende projecten bij UGent, is het echter mogelijk om de jaarlijkse fosforafvoer te vergroten bij andere scenario's. Een tweede maaibeurt zal de fosforafvoer uiteraard vergroten en door het toedienen van een gerichte stikstof- en kaliumbemesting kan de biomassaproductie per snede nog verder verhoogd worden (=uitmijnen, zie verder voor meer info in §6.1.3).

Om de fosforafvoer van een tweede maaibeurt in te schatten werden gegevens gebruikt van het HerBioGras project (lopende studie van HoGent, promotor An De Schrijver) dat op drie verschillende plaatsen in Oost-Vlaanderen volgens een gradiënt van bodemfosfor in 90 plots fosforafvoer bepaalt onder verschillende beheermethoden. Op basis van de gegevens van 2017 (zelfde groeiseizoen als deze duinenstudie) werd de correctiefactor geschat op 225% (Fig. 7.1), dus totale jaarlijkse P-afvoer = 2,25 x P-afvoer van de eerste snede.



Figuur 7.1: Gemiddelde fosforafvoer in juni en september in de drie locaties van het HerBioGras experiment ($n = 27$), de foutenvlag geeft de standaardafwijking weer. Uit deze gegevens blijkt dat voor het jaar 2017 de totale fosforafvoer 2.25 keer hoger is dan de afvoer van een enkele maaibeurt in juni

Om de fosforafvoer bij een scenario van uitmijnen in te schatten werden gegevens gebruikt van het lopend doctoraatsonderzoek van Stephanie Schelfhout (UGent, zie ook § 6.1.3). Op basis van haar data werd de P-afvoer van de eerste snede vermenigvuldigd met vijf om de P-afvoer te bekomen onder een uitmijnebeheer. Fig. 7.2 geeft een overzicht van de P-afvoer onder deze drie scenario's voor de plots in deze studie.



Figuur 7.2: Fosforafvoer in functie van biobeschikbare fosfor in de bodem volgens drie beheermethoden: maaien met nabegrazing (rood), twee keer maaien (groen) en uitmijnen (blauw). De gegevens zijn afkomstig uit grootschalige terreinexperimenten op 6 verschillende locaties in Vlaanderen

8. Gegevens van vegetatie, bodem en mogelijke herstelmaatregelen per deelgebied

In dit gedeelte van het rapport worden per deelgebied alle resultaten voorgesteld, zodanig dat deze gegevens voor beheerders makkelijk hanteerbaar en interpreteerbaar zijn. Per deelgebied worden daartoe kaartjes gepresenteerd van de vegetatie en de verschillende bodemeigenschappen, en een tabel met de noodzakelijke diepte van ontgronden, de termijn van maaien en uitmijnen.

8.1 Deelgebied Cabour-Garzebekeveld

De omgeving van Cabour-Garzebekeveld behoort tot een geomorfologisch complexe zone. Die omvat de oudste duinen aan onze kust, een polderstrook die op de bodemkaart als overdekt waddenlandschap wordt aangeduid, de laaggelegen Moeren (een drooggelegde kustlagune) en overgangszones tussen deze entiteiten. De onderzochte voormalige landbouwgebieden liggen vooral in de overgangsgebieden maar ook in de eigenlijke duinen en polder. Binnen de duinen treffen we vooral referentieplots aan van het ontkalkt duingrasland met bodem pH doorgaans lager dan 5. Opvallend is de hoge pH van plot ca_02. Hier heeft zich een (kalkrijk) pionierduingrasland ontwikkeld, vermoedelijk na uitstuiving tot op kalkrijk zand.

Twee proefvlakken, gelegen op de overgang ten noorden (ca_96) en ten zuiden (ca_92) van Cabour worden ondanks de lage pH als kalkrijk grasland geclassificeerd. De Olsen-P waarden zijn hier vrij hoog (30 à 40) waardoor kenmerkende soorten ontbreken. Afplaggen is geen goede optie omdat de fosforwaarden met toenemende diepte niet sterk afnemen of zelfs stijgen (ca_92). De Olsen-P waarden zijn hier echter relatief hoog in verhouding tot de traag circulerende fosforvoorraad (oxalaat-P) waardoor relatief snel kan verschaald worden. Overschakelen op maai-beheer is hier dus aangewezen. Drie plots, ca_91, ca_15 en gb_02 zijn gelegen in zogenaamde klavertjesgraslanden (type MG1) hoewel de Olsen-fosfor in de bovenlaag sterk verschilt (68mg/kg voor ca_91, 34mg/kg voor ca_15 en 13mg/kg voor gb_02). Verdere ontwikkeling onder begrazing is hier aangewezen omdat de Olsen-P waarden ook hier naar de diepte toe toenemen. Maaien is aangewezen om te versralen maar is niet het meest aangewezen beheer voor het behoud van de kenmerkende flora met veel kleine klaversoorten. Een ruimtelijke scheiding van maai- en begrazingsblokken is hier aangewezen.

De overige proefvlakken ten zuiden van Cabour (ca_14 en ca_93) zijn gelegen in de polder en worden gekenmerkt door hoge fosforwaarden. Gezien de lage ligging wordt hier wellicht best gemikt op verdere ontwikkeling van natuurwaarden in de natte sfeer (zilverschoongrasland met poelen, laantjes, rietkragen, ...).

Aan de binnenduinrand van Garzebekeveld is proefvlak gb_92 gelegen binnen het best ontwikkelde droog ontkalkt grasland van Garzebekeveld, de enige groeiplaats van overblijvende hardbloem aan de kust. Het is een sterk fosfaat-gelimiteerde vegetatie (Olsen-P 5,2). Verderzetting van het huidige beheer is aangewezen waarbij de populatie van overblijvende hardbloem goed wordt opgevolgd. Verder is de voedselrijkdom in het gebied

zeer variabel. Ter hoogte van gb_02 is de Olsen-P beperkt en ontwikkelen zich interessante 'klavertjesgraslanden' (zie hoger). Ook proefvlak gb_01 is fosforarm, hier door afplaggen van de oeverzone van de wachtkom. De meeste plots in de duin-polderovergang van Garzebekeveld worden echter als voedselrijk grasland geclassificeerd, al lopen de Olsen-P waarden sterk uiteen (tussen 30 en 104 mg/kg). Het is een zone waar kan geëxperimenteerd worden met verschillende herstelmethoden. Afgraven is wellicht slechts heel lokaal een optie en vergt bijkomend bodemonderzoek (meer staalnamepunten). Daarbij kan gemikt worden op uitbreiding van het schraal droog grasland in het noordelijk, hoger gelegen deel van het gebied of op natte duinvalleivegetatie in de lager gelegen zones met voldoende dikke zandpakketten (mogelijk ter hoogte van gb_94?). Ter hoogte van voedselrijke plots zoals gb_91, gb_93 en gb_03 is uitmijnen een optie. Hier kan efficiënte verschraling leiden tot een sterke afname van het fosforgehalte op een termijn van 10 à 15 jaar. Daarbij worden de actueel soortenrijkere terreindelen met onder meer onderaardse, gestreepte en draadklaver best gespaard. Het soortenarme karakter van de voedselarme plots zoals gb_94 wijst erop dat de soortenpool in het gebied beperkt is. Daarom kan overwogen worden om een reeks soorten van glanshavergraslanden zoals bijvoorbeeld glad walstro, knoopkruid, margriet, grasmuur en pastinaak vanuit lokale groeiplaatsen (Westhoek bijvoorbeeld) in te zaaien of planten, eventueel na chopperen.

Tot slot vermelden we proefvlakken ca_94 en ca_95 die gelegen zijn in de polder tussen Cabour en de Westhoek. Zij maken deel uit van een zone die vergraven is in functie van natuurontwikkeling. De zeer hoge fosforwaarden in de plots geven aan dat natuurherstel hier vaak ingrijpende maatregelen vergt. Om fosforgehaltes te bekomen, geschikt voor de ontwikkeling van soortenrijke duingraslanden is soms diep afgraven noodzakelijk (tot 40 cm in ca_95, tot meer dan 50 cm in ca_94). Dit geldt echter niet voor het gehele overdekte waddenlandschap tussen Cabour en de Westhoek. Op de 'Patattenakker' bijvoorbeeld (dv_01) worden slechts heel oppervlakkig hoge fosforgehaltes gemeten en geeft afplaggen zeer goede resultaten. Hier groeien bijvoorbeeld zeegroene zegge, geelhartje, dwergzegge, moeraswespenorchis, herfstbitterling en sierlijke vetmuur. Natuurontwikkeling in de gehele zone zal dus maatwerk vergen met waar mogelijk afgraven tot lage fosforwaarden maar met vooral heel veel verschralend maaibeheer of uitmijnen en inzetten op landschapsstructuur met aanleg van poelen, laantjes, depressies, rietvegetatie, hagen en houtkanten. Perceelsgewijze analyse van de fosforconcentraties is hiervoor aangewezen.



Kaart 8.1.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in Cabour - Garzebekeveld.



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ⊕ Gesloten - ZVg1
- ⊗ Gesloten - ZVg2
- ⊕ Nat - ZVn
- Gestoord - ZVs

Voedselrijk

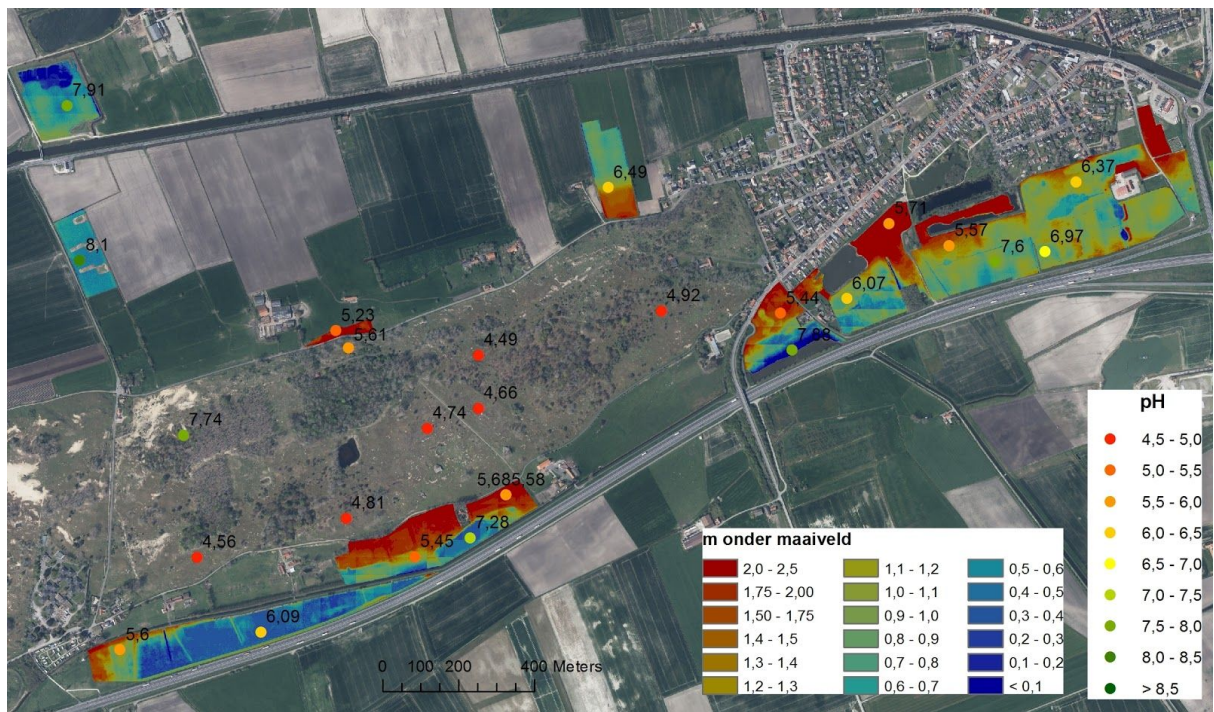
Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

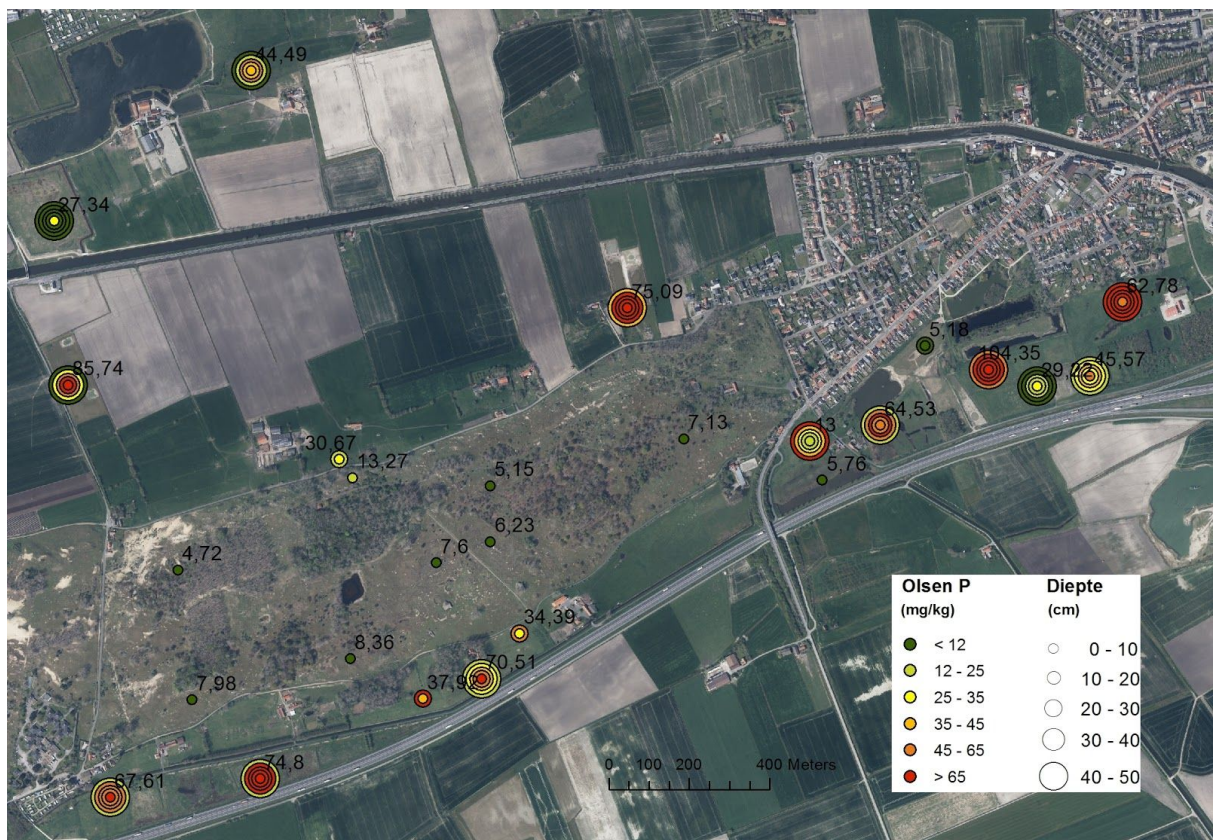
Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

Kaart 8.1.2 Vegetatietypes van de plots in Cabour-Garzebekeveld



Kaart 8.1.3: Zuurtegraad (pH-H₂O) van de bovenlaag van de bodem en diepte van het grondwaterniveau (m onder maaiveld) in de plots in Cabour - Garzebekeveld



Kaart 8.1.4: Biologisch beschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in Cabour - Garzebekeveld

Tabel 8.1.1: Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeelden soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.
/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland (Olsen-P =12)			Bloemrijk grasland (Olsen-P=35)		
	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Ontgronden	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Uitmijnen
	jaar	jaar	cm	jaar	jaar	jaar
ca_14	120	61	>50	62	32	13
ca_15	26	13	/	1	1	1
ca_91	34	17	>50	10	5	2
ca_92	39	20	/	3	2	1
ca_93	79	40	40-50	34	17	7
ca_94	135	68	>50	69	35	14
ca_95	138	70	40	69	35	14
ca_96	10	5	/	0	0	0
gb_01	0	0	/	0	0	0
gb_02	2	1	/	0	0	0
gb_03	117	59	>50	47	24	10
gb_91	54	27	>50	19	10	4
gb_92	0	0	/	0	0	0
gb_93	99	50	>50	58	29	12
gb_94	29	15	20-30	0	0	0
gb_95	58	29	40-50	10	6	2

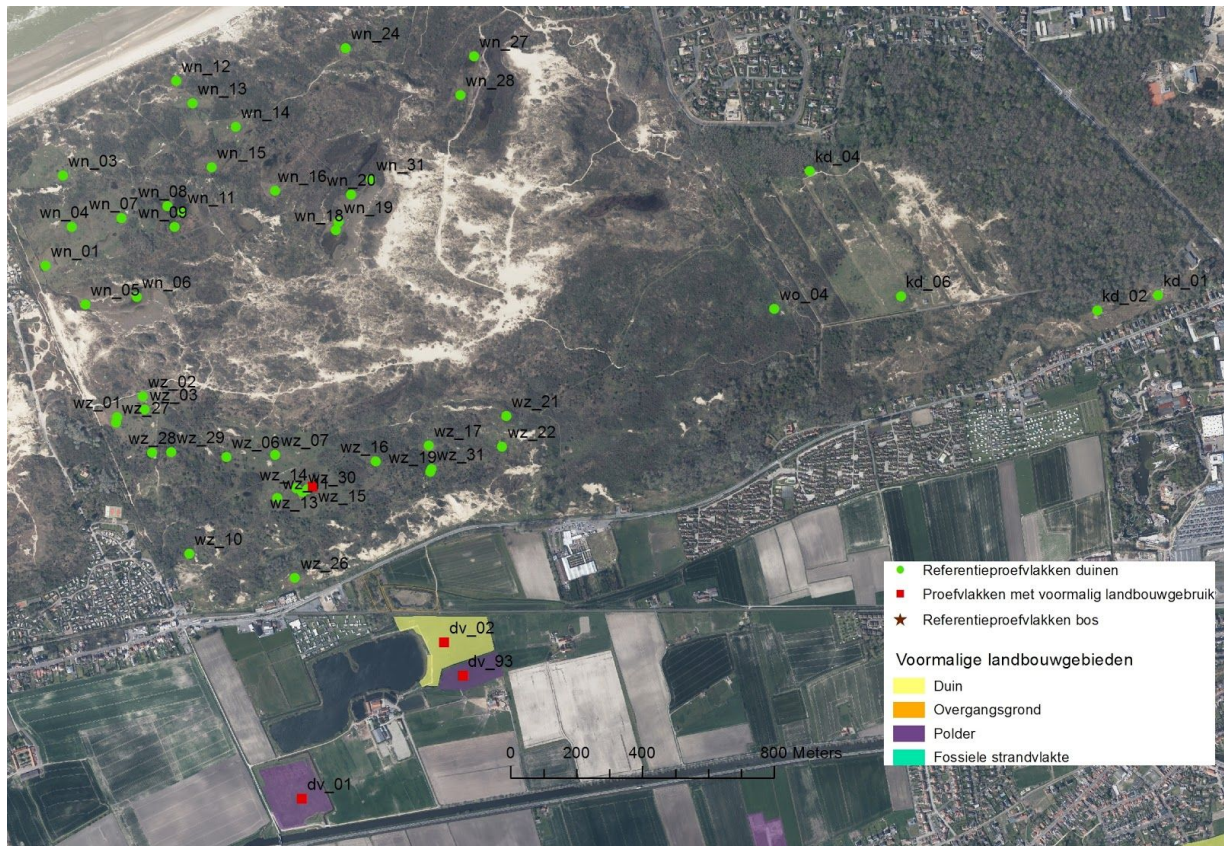
8.2 Deelgebied De Westhoek-Krakeelduinen

De proefvlakken binnen het deelgebied Westhoek-Krakeelduinen zijn vooral referentieplots met Olsen-P waarden (ruim) onder 12 mg/kg. Interessant is dat de enige plek waar iets hogere waarden gemeten worden (respectievelijk 14 en 20) uit de 'Weide' komen, een deelzone van de Westhoek die tot in de jaren '60 werd beweid en occasioneel bemest. In de gemaaide plot wz_14 vinden we 14 mg/kg en in de begraasde plot iets meer, namelijk 20 mg/kg, wat mogelijks te wijten is aan het verschrallend maaien. Op basis van 2 metingen kunnen we hier echter geen betrouwbare uitspraken over doen.

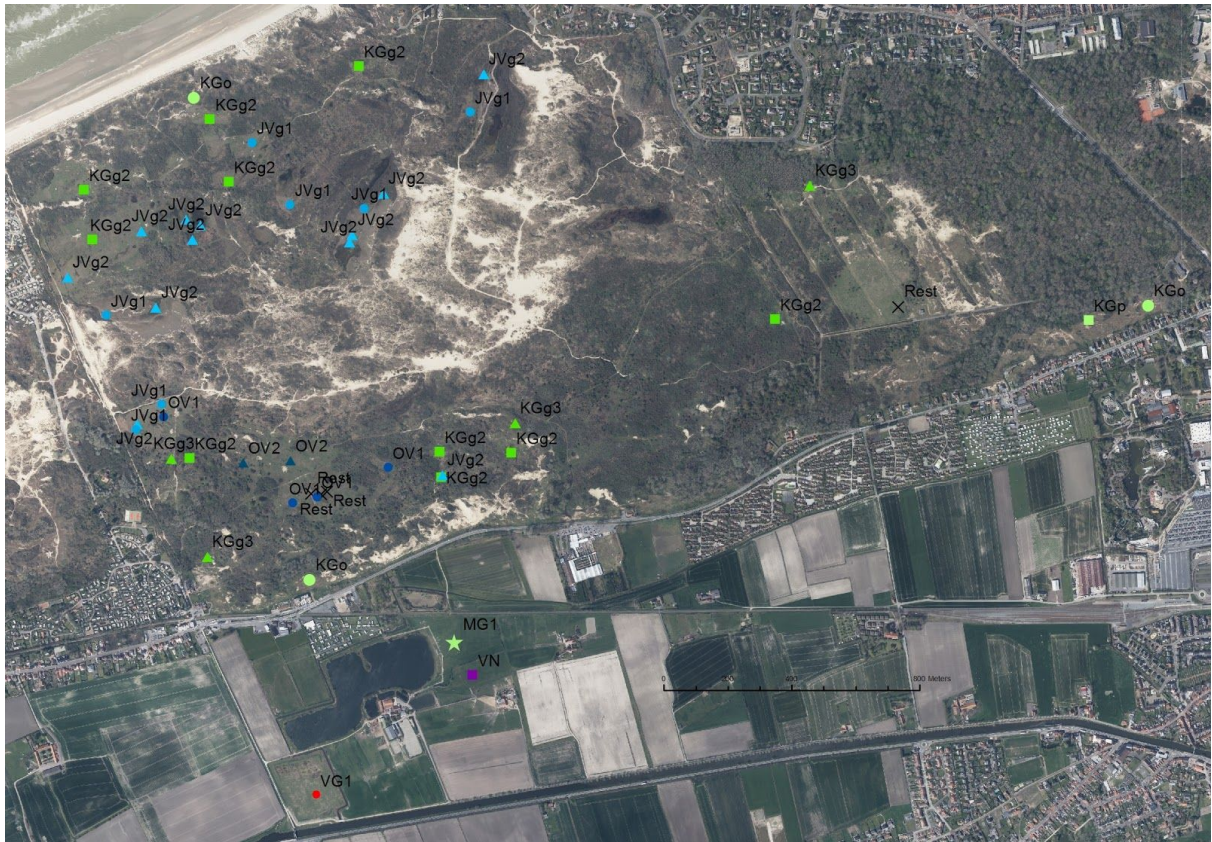
Het gebied ten zuiden van de Westhoek en ten oosten van de Drie Vijvers bestaat deels uit zandige grond (geërodeerde duintjes of overblijfselen van zandige wadplaten) en deels uit kleiige polder. Enkel dv_93 is hier bemonsterd, een plot gelegen in de polder. Deze plot zou op relatief korte termijn tot matig voedselrijk grasland kunnen verschrallend worden; 3 jaar uitmijnen of tweemaal maaien gedurende 7 jaar. In dit geval lijkt het aangewezen om te opteren voor de intensieve optie van uitmijnen omdat de actuele vegetatie bijzonder soortenarm is (9 soorten, zonder aandachtssorten). Indien dit beheer een tiental jaar kan volgehouden worden, ontstaat een abiotische situatie die geschikt is voor de ontwikkeling van een veel soortenrijkere vegetatie.

Een laatste bemonsterde plot in dit gebied is dv_01. Zoals hoger aangehaald kan hier door oppervlakkig afgraven (een 10-tal cm) een voedselarme situatie gecreëerd worden. Indien ook zandige afzettingen worden aangesneden, leidt dit tot de ontwikkeling van vegetaties gelijkaardig aan die van duinvalleien maar ook op natte klei kunnen hier soortenrijke vegetaties tot ontwikkeling komen. Het is dus zeker aangewezen om verdere afgraving van dit perceel te onderzoeken.

Een andere hersteloptie is het laten overstuiven van de vlakke met fosfor aangerijkte overgangsongronden vanuit de reliëfvrije binnenduinstrand (kaart 8.2.4). Binnen de aangeduide deelzone is er voldoende open ruimte en voldoende zandvolume voor midschalige verstuiving richting polder. Ook het op gang krijgen door lokaal wegnemen van vegetatie en afgraven van de humeuze bodemlaag zou geen te groot verlies van actuele ecologische waarde met zich meebrengen. De ligging van de Duinhoekstraat en het gebrek aan evidente alternatieven voor deze weg maakt dergelijke ingreep moeilijk haalbaar.



Kaart 8.2.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in de Westhoek - Kraakelduinen.



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverchoongrasland

- ⊕ Gesloten - ZVg1
- ⊗ Gesloten - ZVg2
- ⊕ Nat - ZVn
- ⊖ Gestoord - ZVs

Voedselrijk

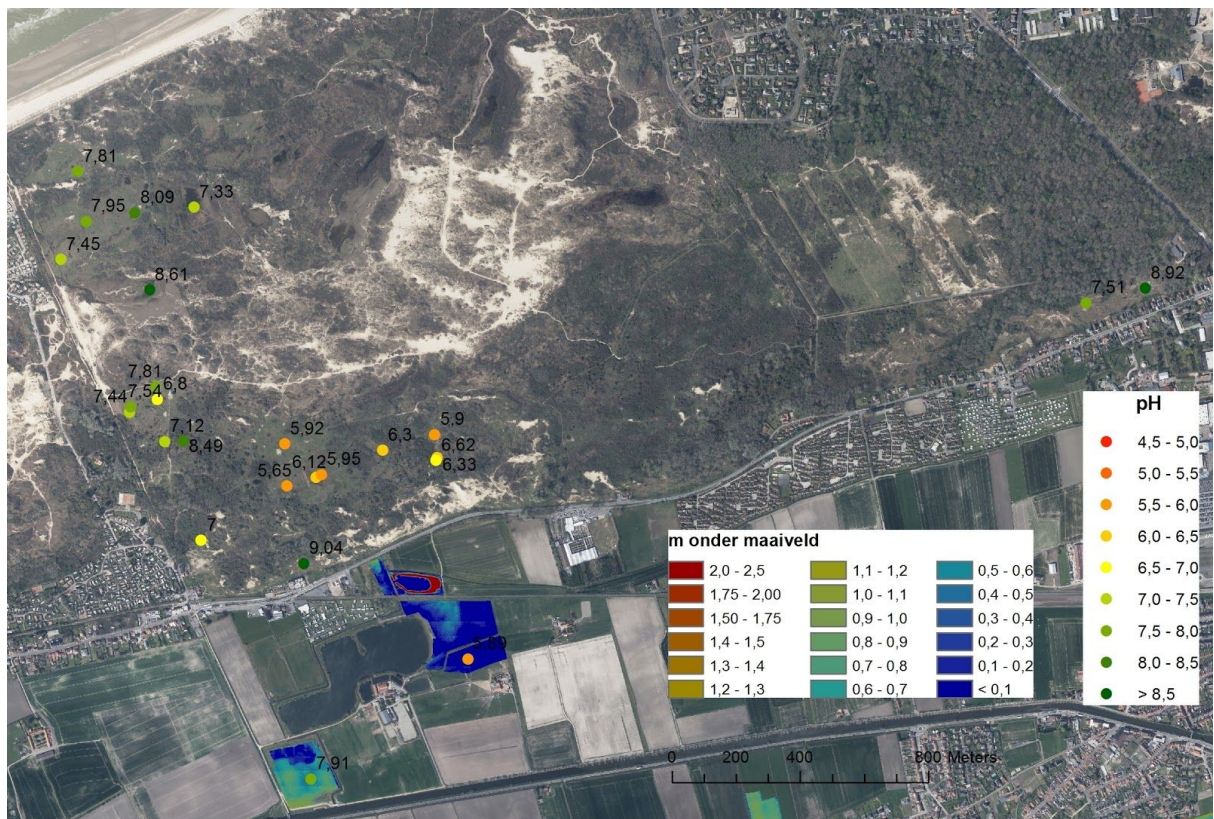
Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

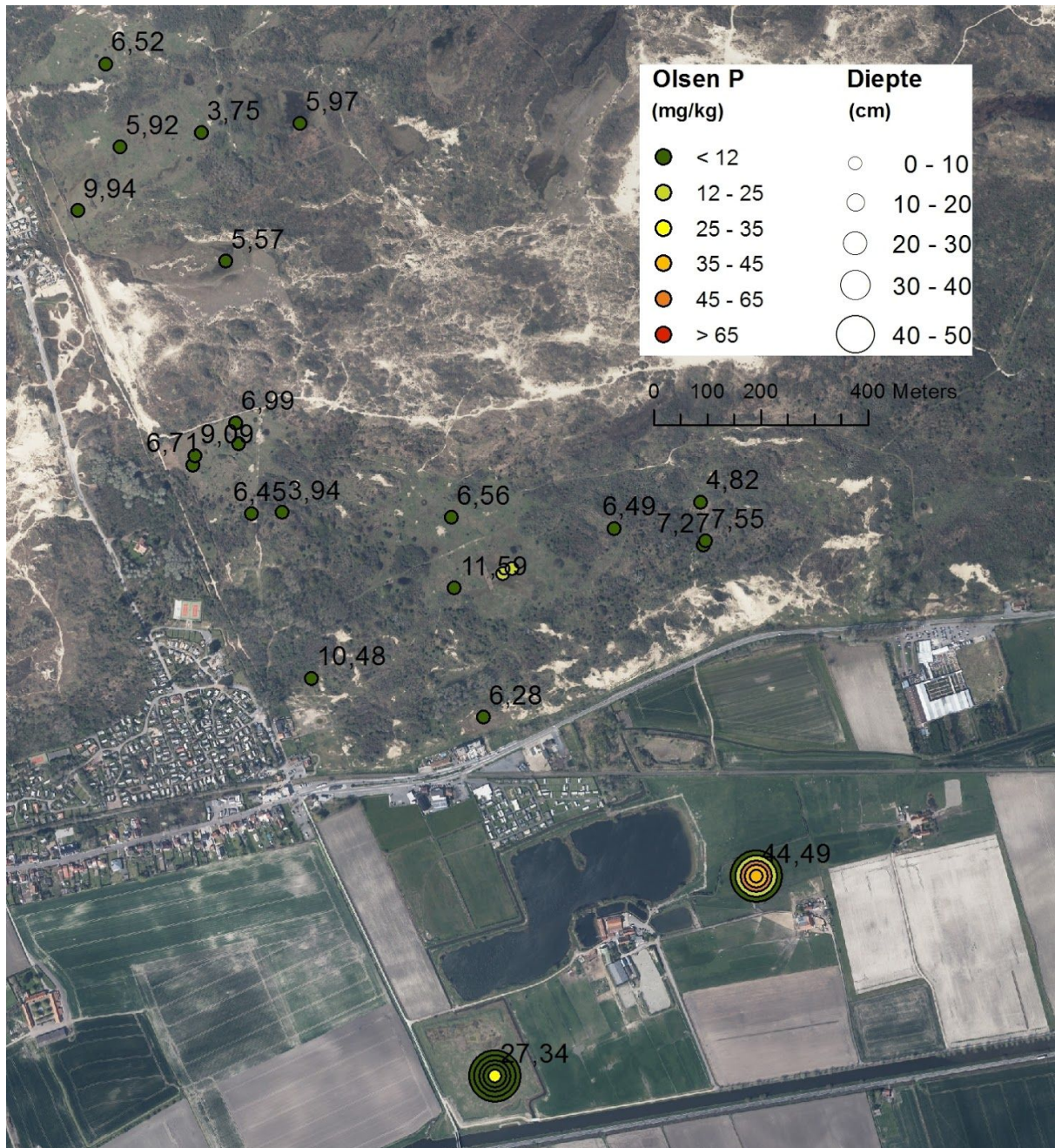
Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

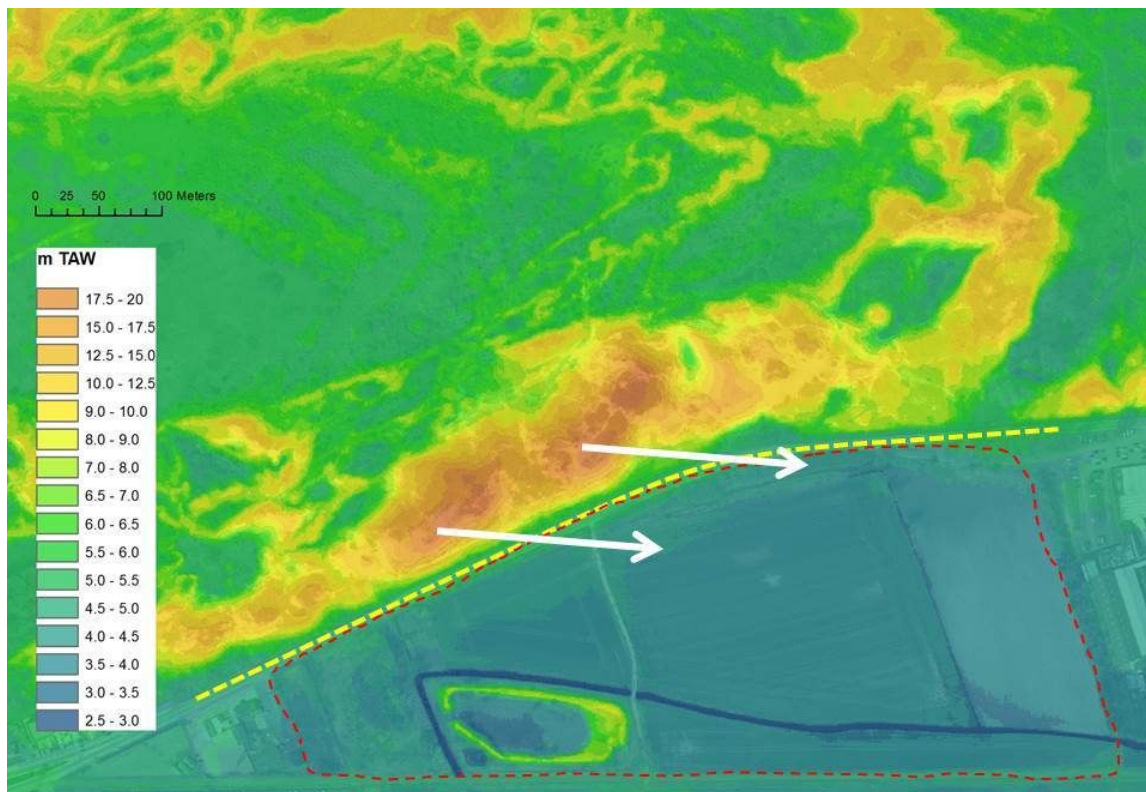
Kaart 8.2.2 Vegetatietypes van de plots in Westhoek-Krakeelduinen



Kaart 8.2.3: Zuurtegraad ($\text{pH-H}_2\text{O}$) van de bovenlaag van de bodem en diepte van het grondwatertafel (m onder maaiveld) in de plots in Westhoek-Krakeelduinen



Kaart 8.2.4: Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in Westhoek-Krakeelduinen



Kaart 8.2.4: Verkenning van de potenties van overstuiving als herstelmaatregel voor de binnenduinrand in de Westhoek-Krakeelduinen. Rode stippellijn = open ruimte; witte pijlen = richting van verstuiving; gele stippellijn = verharde weg.

Tabel 8.2.1: Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeeldens soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.

/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland (Olsen-P =12)			Bloemrijk grasland (Olsen-P=35)		
	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Ontgronden	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Uitmijnen
	jaar	jaar	cm	jaar	jaar	jaar
dv_01	57	29	10	0	0	0
dv_93	66	33	40	13	7	3

8.3 Deelgebied Houtsaegerduinen-Oosthoek-Noordduinen

Dit deelgebied omvat drie duingebieden met referentieplots, namelijk Oosthoekduinen, Houtsaegerduinen en Noordduinen. Het onderscheid tussen referentiesituatie en voormalig landbouwgebruik is hier niet altijd duidelijk. Verschillende plots zijn gelegen in voormalige duinenakkertjes en hebben duidelijk een verhoogde fosforconcentratie in de bodem: hs_08, de bosplot hs_09, oh_06, nd_23, nd_91 → 93 en be_91. Andere plots zijn vermoedelijk al heel lang uit landbouwgebruik en nooit zwaar bemest zoals nd_05 (Olsen-P 11 mg/kg) en de bosplot nd_09 (7 mg/kg). Het inschatten van de effecten van het voormalig landgebruik is dus maatwerk.

De voormalige landbouwgebieden vallen uiteen in drie zones: duinzoom Oosthoek, Belvédère/Beleinderduinen en Fluithoek/Noordduinen. De opvolging van de natuurinrichting in de Duinzoom Oosthoek vormt de aanleiding van dit project. Met uitzondering van oh_17, gelegen in een afgeplagd gedeelte, zien we hier actueel enkel voedselrijke graslanden, ondanks 17 jaar natuurbeheer. De meeste plots behoren tot het type VG3, een voedselrijk grasland met grote vossenstaart. Verder is er telkens één plot van het type VG1 (met storingselementen), het vochtig type VG2 en VN, het nat voedselrijk grasland, op de rand van een afgeplagd terreindeel. De Olsen-P waarden in het gebied variëren tussen 33 en 85 mg/kg (figuur 8.3.4). De waarde 102,7 voor oh_17 berust waarschijnlijk op een fout, gezien zich hier de schraalste vegetatie heeft ontwikkeld.

Afgraven is in het gebied niet evident gezien de hoge fosforconcentraties zich tot vrij diep in de bodem manifesteren. Enkel in het westen komen relatief ondiep concentraties lager dan 12 mg/kg voor: op 20 cm ter hoogte van oh_13; 30 tot 40 cm diep bij oh_91, oh_93 en oh_14. In deze zone zouden zich door lokaal afplaggen/graven dus vochtige tot natte duinvegetaties kunnen ontwikkelen, althans als zich hier voldoende dikke zandpakketten bevinden. Deze zone (oh_93 en oh_14) is anderzijds ook het best gelegen om eventueel te laten overstuiven van uit de aanpalende binnenduinrug (kaart 8.3.7). In het kader van de natuurinrichting werd in deze zone al een deel van het bos aan de duinrand vrijgemaakt, weliswaar niet met de intentie om verstuiving op gang te krijgen maar eerder voor het creëren van een zichtas richting polder. Door het actief laten overstuiven via een meer grootschalige aanpak zou een laagje vers kalkrijk zand worden afgezet dat een goede uitgangssituatie vormt voor de ontwikkeling van duingrasland. Daarenboven kan daarmee een waardevol microreliëf ontstaan. Vanuit praktisch oogpunt moet dan wel een oplossing gevonden worden voor de paden die momenteel aan de duinrand lopen en moet ook bekeken worden in hoeverre dergelijke ingrepen mogelijk zijn voor de de ondergrondse militaire kabels die zich in die zone bevinden.

In de overige zones moet gemikt worden op een min of meer langdurig verschralingstraject, afhankelijk van locatie en ambities. Plots oh_91, 92 en 96 staan er het best voor en zouden met een intensief maai-beheer op een termijn van 10 tot 25 jaar genoeg kunnen verschralen voor de ontwikkeling van duingrasland. Bij de andere plots moet ongeveer eenzelfde termijn gerekend worden voor het verschralen tot een Olsen-P niveau van 35 mg/kg, waarbij zich matig soortenrijke, bloemenrijke graslanden kunnen ontwikkelen.

Deze laatste plots zijn ook het meest geschikt voor uitmijnbeheer, dat deze termijn tot hoogstens 10 jaar zou kunnen beperken.

Het verschrallen betekent kiezen voor een efficiënte afvoer van nutriënten met verschillende en vroege maaibeurten en zal dus ten koste gaan van de (geringe) actuele natuurwaarden. Pas als het ambitieniveau is bereikt kan er minder en later gemaaid worden.

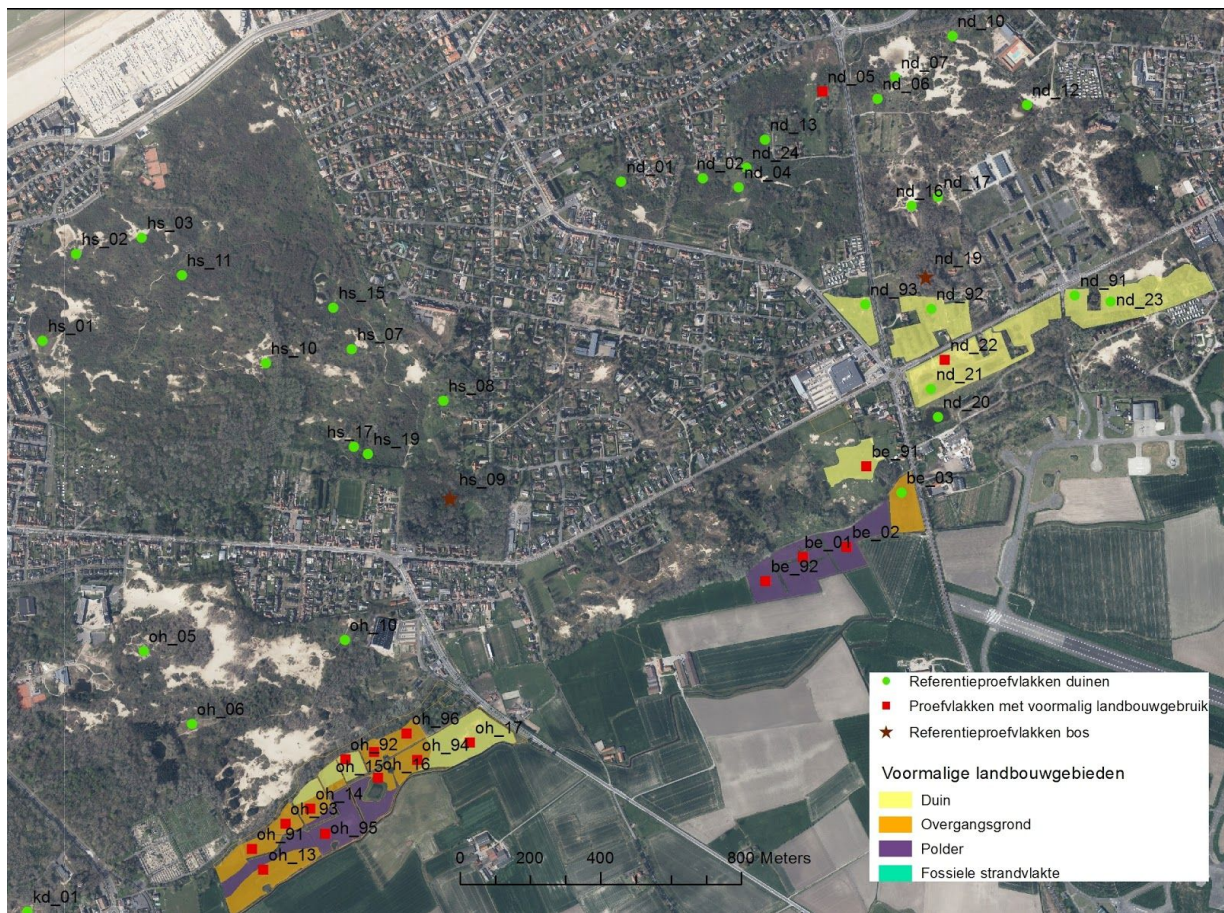
De relatief beperkte resultaten van 17 jaar maaien met nabegrazing in het noordelijk deel van het terrein doen vermoeden dat het soortenaanbod ook een belemmerende factor is voor de verdere ontwikkeling van de graslanden. Daarvoor is de inbreng van zaden van glanshavergraslanden hier aangewezen. Ook grote ratelaar kan dan worden ingezaaid om de grassendominantie te breken. De percelen ter hoogte van plots 91 en 92 komen in aanmerking om hiermee te experimenteren.

De situatie in de Belvédère is vergelijkbaar met die in de Oosthoekduinen maar de potenties zijn hoger door de geringere fosforgehaltes in de diepere lagen. Ter hoogte van be_91 en 92 kan door 10 cm afgraven al een fosforconcentratie onder 12 mg/kg worden bereikt. Voor be_91 is dit zeker aangewezen gezien het maar een beperkte oppervlakte betreft en er zich hier een dik zandpakket bevindt. Plot be_92 is in de polder gelegen. Doelvegetatie bij afgraven is hier een vorm van zilverschoon- of dotterbloemgrasland. Bij lokale afgraving wordt bij voorkeur ingezet op het optimaal benutten van de kalkrijke kwel. Eerdere ingrepen hebben hier in ieder geval tot goede resultaten geleid, met onder meer kleine watereppe, paddenrus, holpijp en beekpunge.

Maar ook verder verschrallen is hier zeker een optie. In be_92 zijn de abiotische voorwaarden voor de ontwikkeling van bloemenrijke matig voedselrijke graslanden al bereikt en voor be_02 zouden die bij een aantal jaren intensief maaien bereikt zijn. Het feit dat beide plots nog als voedselrijk (nat) grasland geclassificeerd worden, heeft dus mogelijks meer met biotische beperkingen te maken of met suboptimaal maaibeheer. Een aantal jaren intensief maaien gevolgd door een biotisch hersteltraject is hier dus wellicht de beste optie.

Potenties voor overstuiving in Belvédère zijn vooral in het zuidwestelijk deel van het gebied gelegen, buiten de huidige eigendom van ANB (kaart 8.3.8). Analoog met de Oosthoekduinen zouden hier een aantal ha duingrasland kunnen ontstaan mits eventuele erfdiensbaarheden rond militaire kabels dit toelaten.

De terreinen in de Fluithoek en het zuiden van de Noorrdduinen zijn voor duinbodems relatief sterk aangerijkt met fosfor met Olsen-P waarden tot ca. 40 mg/kg (figuur 8.3.6). De natuurinrichting in delen van de Fluithoek heeft aangetoond dat door graven interessante natte natuurwaarden kunnen gecreëerd worden. Het onderzoeken van dergelijke potenties op andere terreindelen vergt echter een meer gedetailleerde analyse van de grondwaterstanden. Ook zijn de fosforrijke bodemlagen vrij dik (40 cm) waardoor een aanzienlijk grondverzet zal nodig zijn. Een andere optie voor deze terreinen is verschrallend maaien waardoor in theorie op 10 tot 15 jaar tijd abiotische condities voor de ontwikkeling van duingrasland kunnen gecreëerd worden.



Kaart 8.3.1. Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in de Houtsaegerduinen - Oosthoek - Noordduinen.



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ⊕ Gesloten - ZVg1
- ⊗ Gesloten - ZVg2
- ⊕ Nat - ZVn
- ⊗ Gestoord - ZVs

Voedselrijk

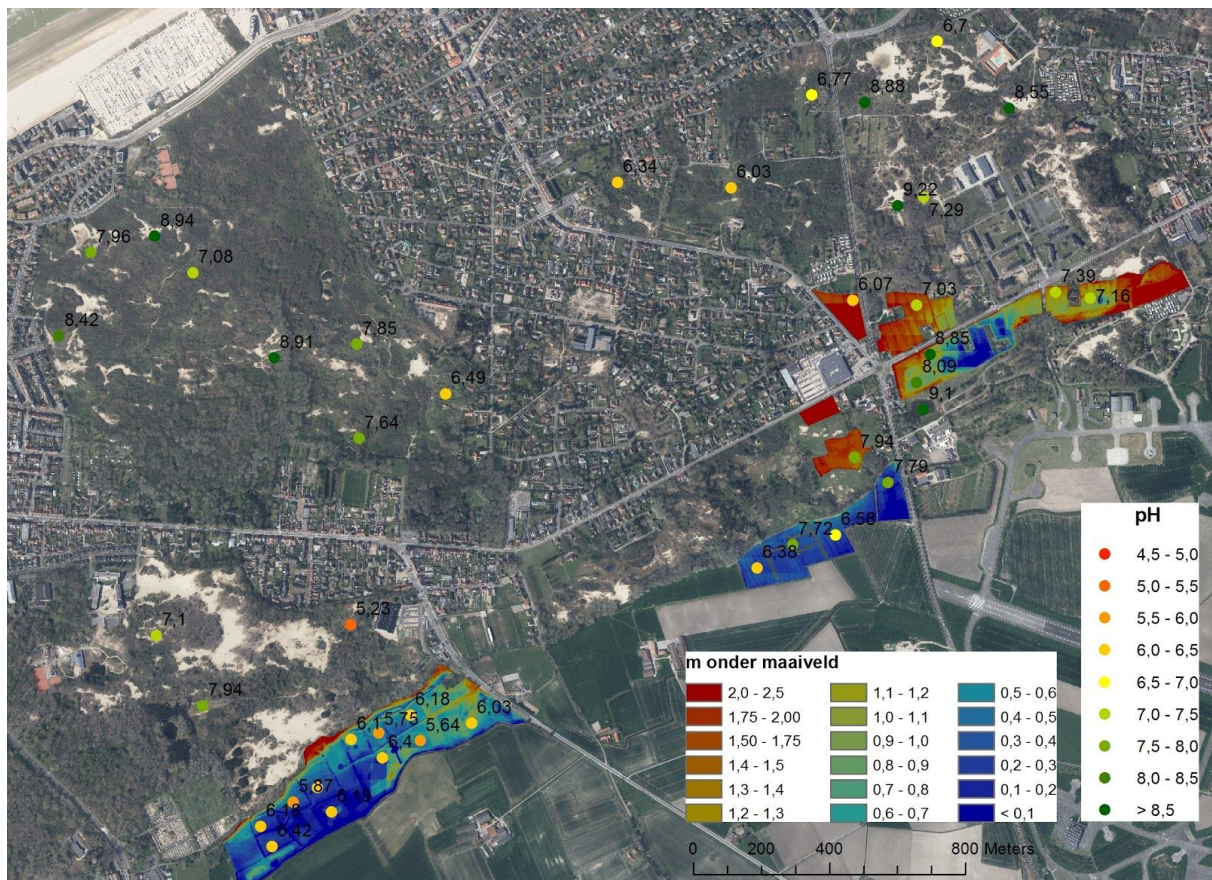
Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

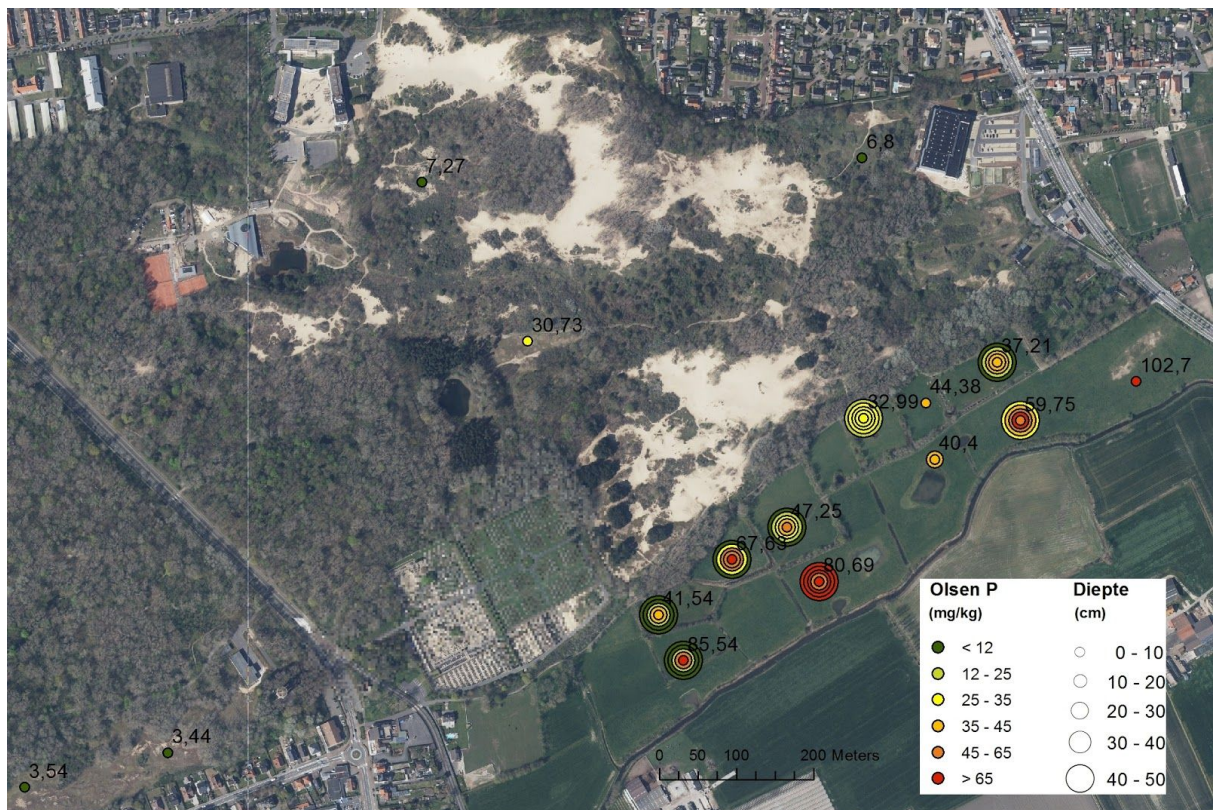
Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

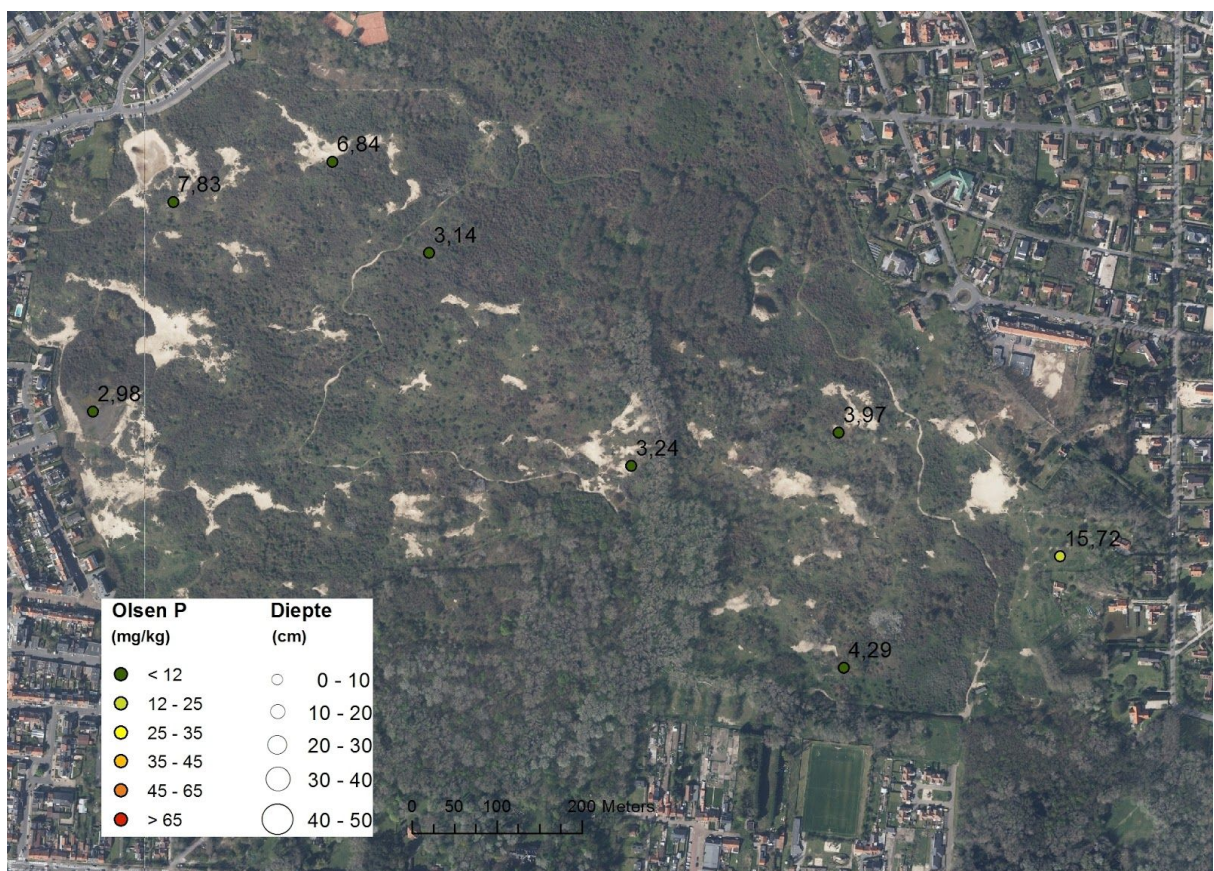
Kaart 8.3.2. Vegetatietypes van de plots in de Houtsaegerduinen-Oosthoek-Noordduinen



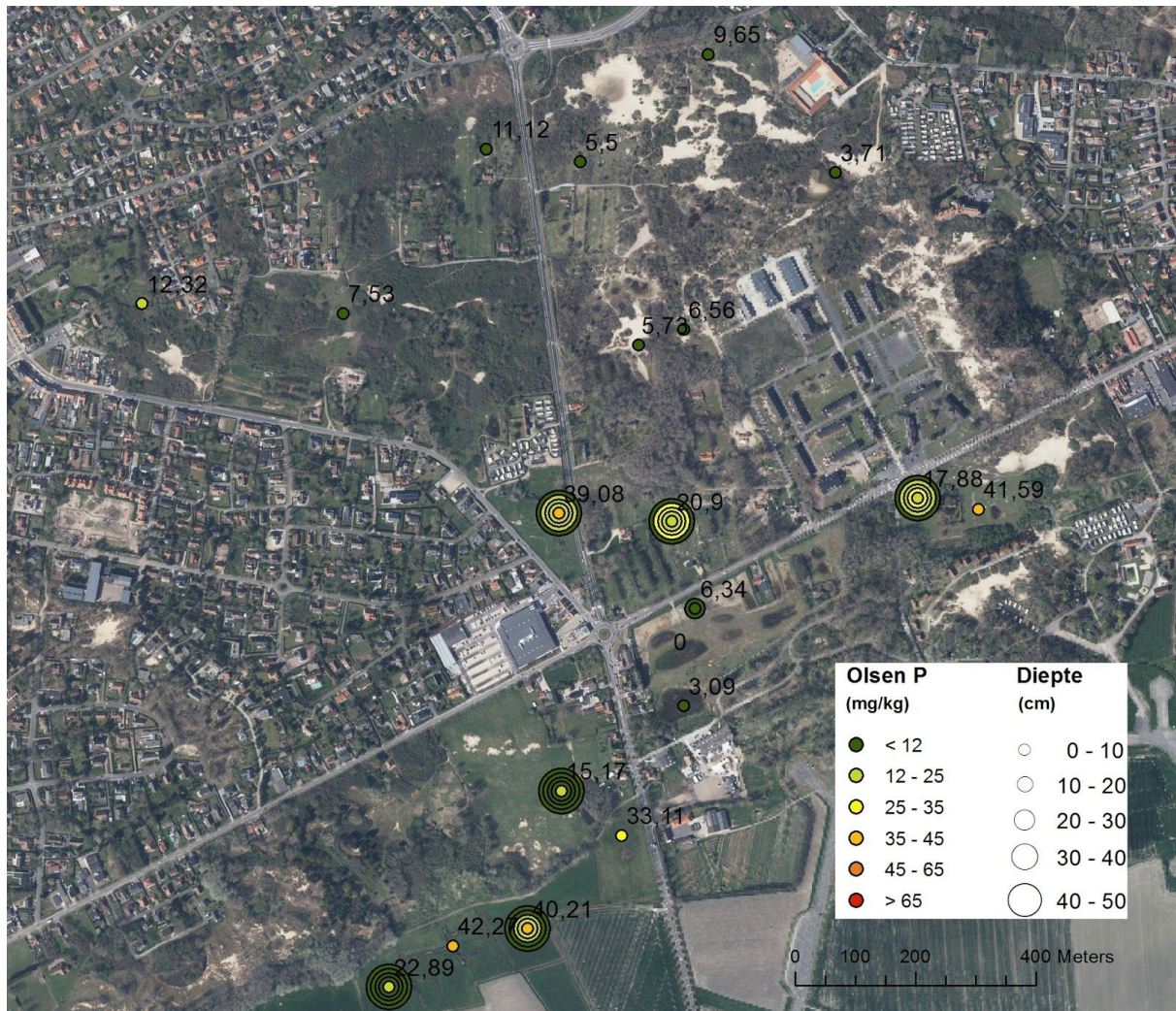
Kaart 8.3.3: Zuurtegraad ($\text{pH-H}_2\text{O}$) van de bovenlaag van de bodem en diepte van het grondwatertafel (m onder maaiveld) in de plots in Houtsaegerduinen-Oosthoek-Noordduinen.



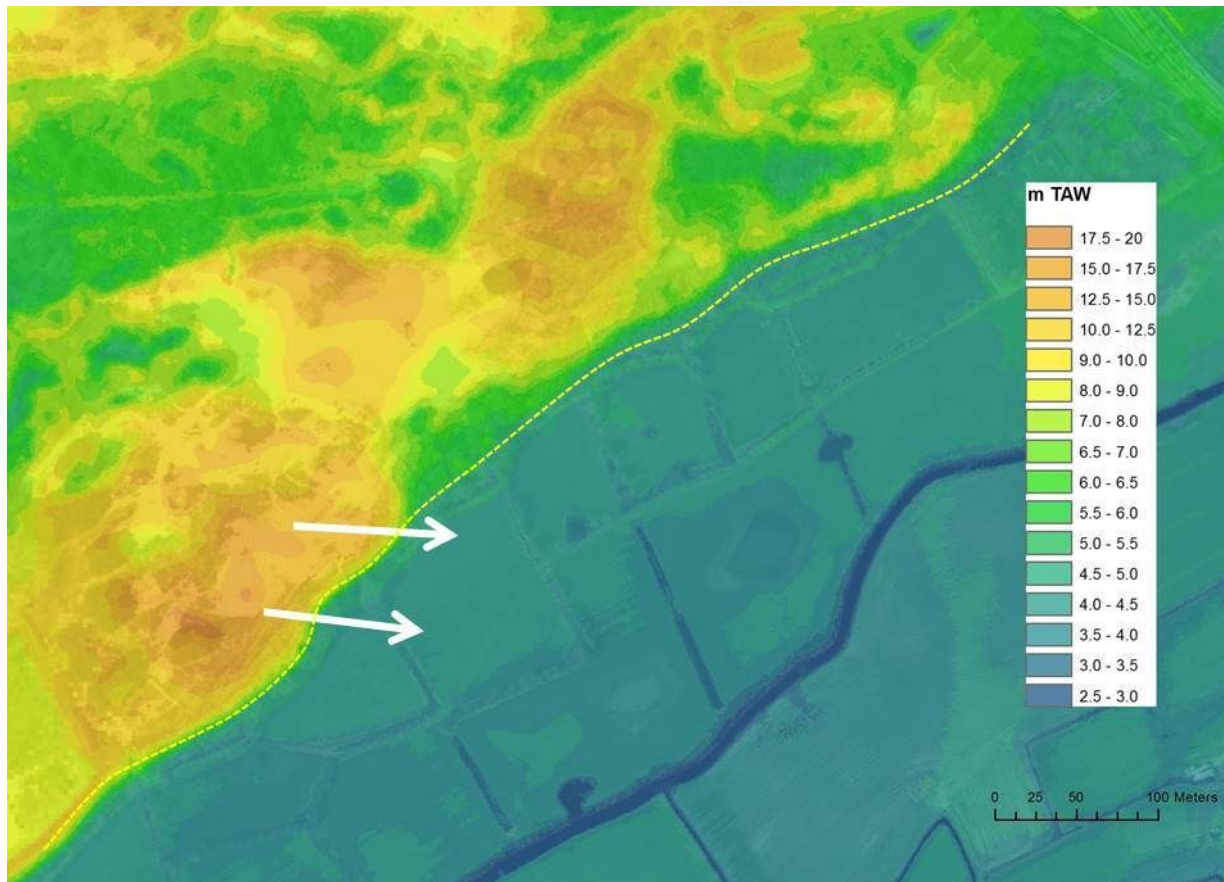
Kaart 8.3.4: Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in Oosthoekduinen.



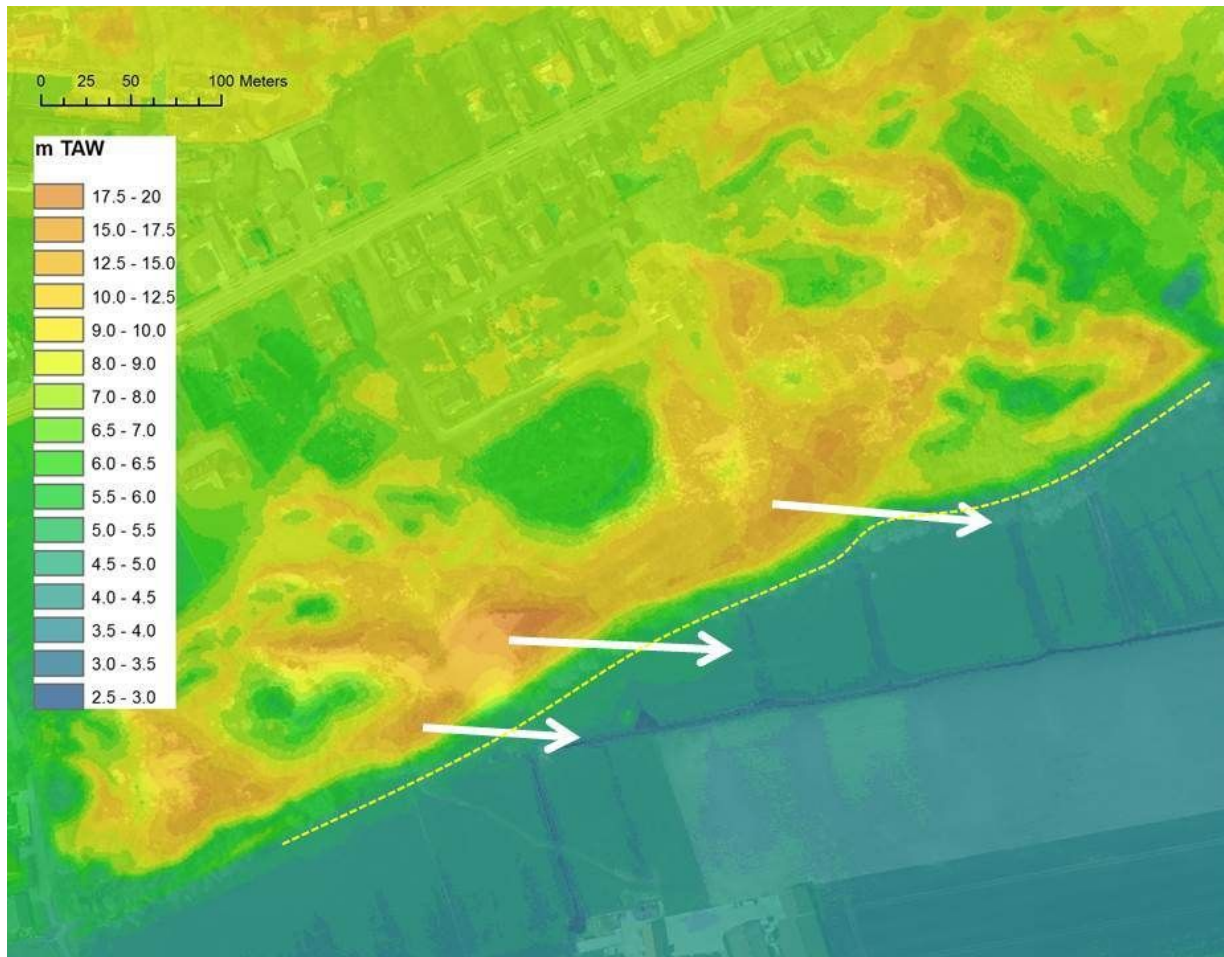
Kaart 8.3.5: Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in Houtsaegerduinen.



Kaart 8.3.6: Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in Houtsaegerduinen-Oosthoek-Noordduinen.



Kaart 8.3.7: Verkenning van de potenties van overstuiving als herstelmaatregel voor de binnenduinrand van de Oosthoekduinen. Rode stippellijn = open ruimte; witte pijlen = richting van verstuiving; gele stippellijn = wandel- en ruitpaden en mogelijks erfdienstbaarheden voor kabels.



Kaart 8.3.8: Verkenning van de potenties van overstuiving als herstelmaatregel voor de binnenduinrand van de Belvédère. Rode stippellijn = open ruimte; witte pijlen = richting van verstuing; gele stippellijn = wandel- en ruitersporen en mogelijks erfdienstbaarheden voor kabels.

Tabel 8.3.1: Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeelden soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.
/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg)			Bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg)		
	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Ontgronden	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Uitmijnen
	jaar	jaar	cm	jaar	jaar	jaar
be_02	38	19	10	4	2	1
be_91	8	4	10	0	0	0
be_92	20	10	10	0	0	0
hs_09	11	6	30	0	0	0
nd_19	0	0	0	0	0	0
nd_21	0	0	/	0	0	0
nd_22	0	0	/	0	0	0
nd_91	27	14	40	0	0	0
nd_92	16	8	40	0	0	0
nd_93	22	11	40	0	0	0
oh_13	89	45	20	46	24	9
oh_14	51	26	40	12	6	3
oh_16	57	29	/	6	3	2
oh_91	40	20	30	6	3	2
oh_92	24	12	50	0	0	0
oh_93	78	40	40	33	17	7
oh_94	49	25	>50	16	8	4
oh_95	79	40	>50	39	20	8
oh_96	46	24	>50	3	2	1

8.4 Deelgebied de Doornpanne

Het deelgebied ten zuiden van de Doornpanne is gelegen in een relatief vlakke duinzone die als relict van een volmiddeleeuwse loopduinfase wordt beschouwd. Deze zone is vermoedelijk al zeer lang in landbouwgebruik. Op de Ferrariskaart wordt het gebied als grasland en niet als duin weergegeven en in de omgeving zijn boerderijtjes aanwezig. De twee proefvlakken zijn echter totaal verschillend. Plot dp_91 wordt als duingrasland geclassificeerd en heeft een Olsen-P van 27 mg/kg in de bovenste bodemlaag. Plot dp_92 is een matig soortenrijke struisgrasvegetatie (14 soorten) met een hoge Olsen-P van 66 mg/kg in de toplaag. De recente bemestingsgeschiedenis is hier dus sterk bepalend voor de abiotische potenties van de verschillende perceeltjes. Het is voorbarig om voor de hele zone een optimale herstelstrategie te formuleren gezien nog maar een beperkt deel in eigendom is bij ANB en er slechts twee proefvlakken werden bemonsterd. Toch lijkt een combinatie van strategieën hier aangewezen. Graven is mogelijk lokaal een optie maar gaat niet leiden tot de ontwikkeling van duinvalleivegetaties gezien de grondwater zich hier door de aanpalende waterwinning diep onder het maaiveld bevindt (gemiddeld >1,5 m). Indien de IWVA een verdere afbouw van de winning van natuurlijk grondwater realiseert, kan hier op langere termijn wel aan duinvalleiherstel gedaan worden. Dit is een argument om deze zone niet te gaan bebossen want duinvalleien zijn in deze zone van de kustduinen zeer schaars. Hoge potenties voor abiotisch herstel schuilen in de overstuiving van de noordelijke zone vanuit de aanpalende duinrug (kaart 8.4.5). Hiertoe zijn in dit gebied geen ruimtelijke belemmeringen aanwezig. Verstuing kan geactiveerd worden door de zuidelijke duinrug in de Doornpanne van alle vegetatie te ontdoen en de humeuze toplaag af te graven. Gezien de lage grondwaterstand door de waterwinning kan hier een dik zandpakket voor verstuing geactiveerd worden. Wel zal een opvolgingsbeheer noodzakelijk zijn om snelle fixatie tegen te gaan gezien de relatief geringe oppervlakte en enigszins beschutte landschapspositie. Meer in het zuiden en het oosten van het gebied kan geopteerd worden voor verschalend maaien en aan de randen kan ook ingezet worden op landschapsstructuur door aanplant van hagen of houtkanten. Voor biotisch herstel wordt best gemikt op herstel van connectiviteit met de graslanden in de Doornpanne (via begrazing bijvoorbeeld). Hier bevinden zich grote populaties van onder meer grote tijm, duinviooltje, walstrobremraap, nachtsilene en gewone vleugeltjesbloem.



Kaart 8.4.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in de Doornpanne.



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVg1
- ▲ Gesloten - JVg2
- Pionier - JVp

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ⊕ Gesloten - ZVg1
- ⊗ Gesloten - ZVg2
- ⊕ Nat - ZVn
- ⊖ Gestoord - ZVs

Voedselrijk

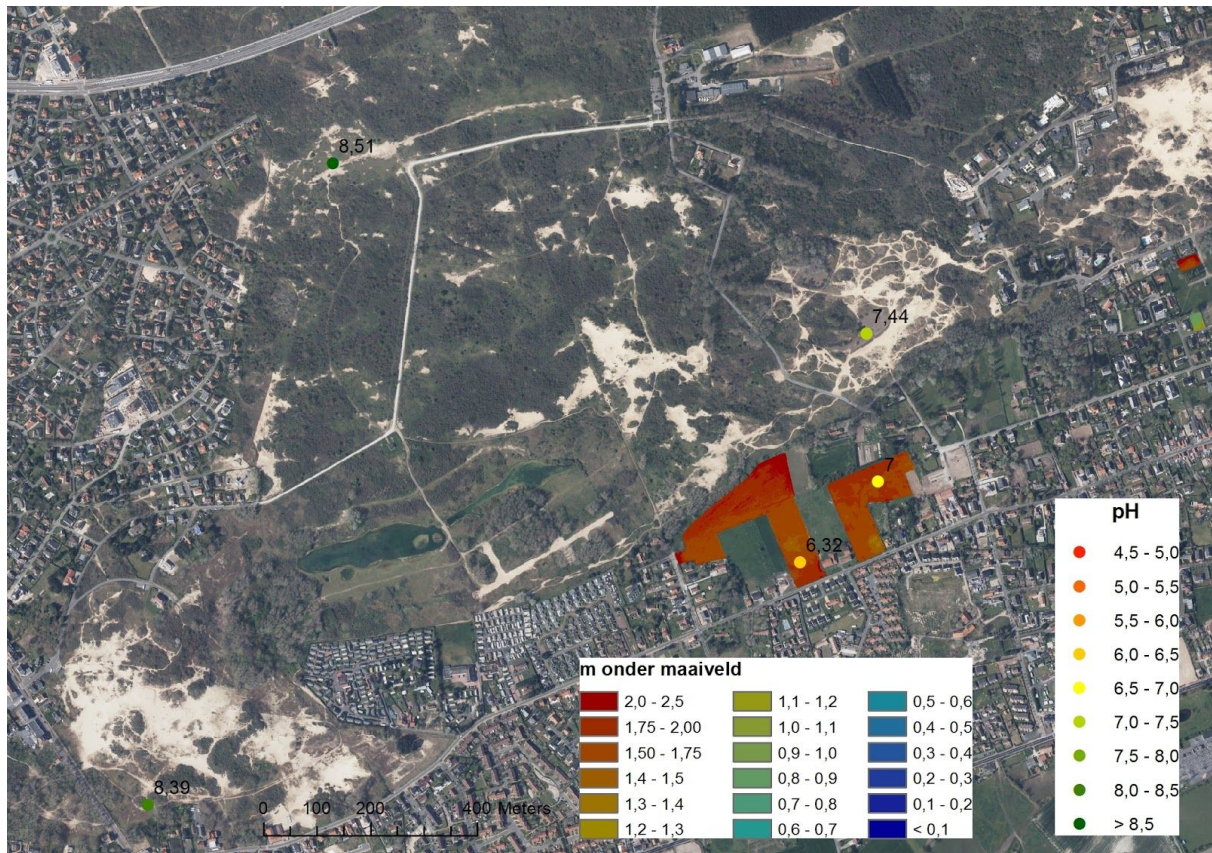
Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

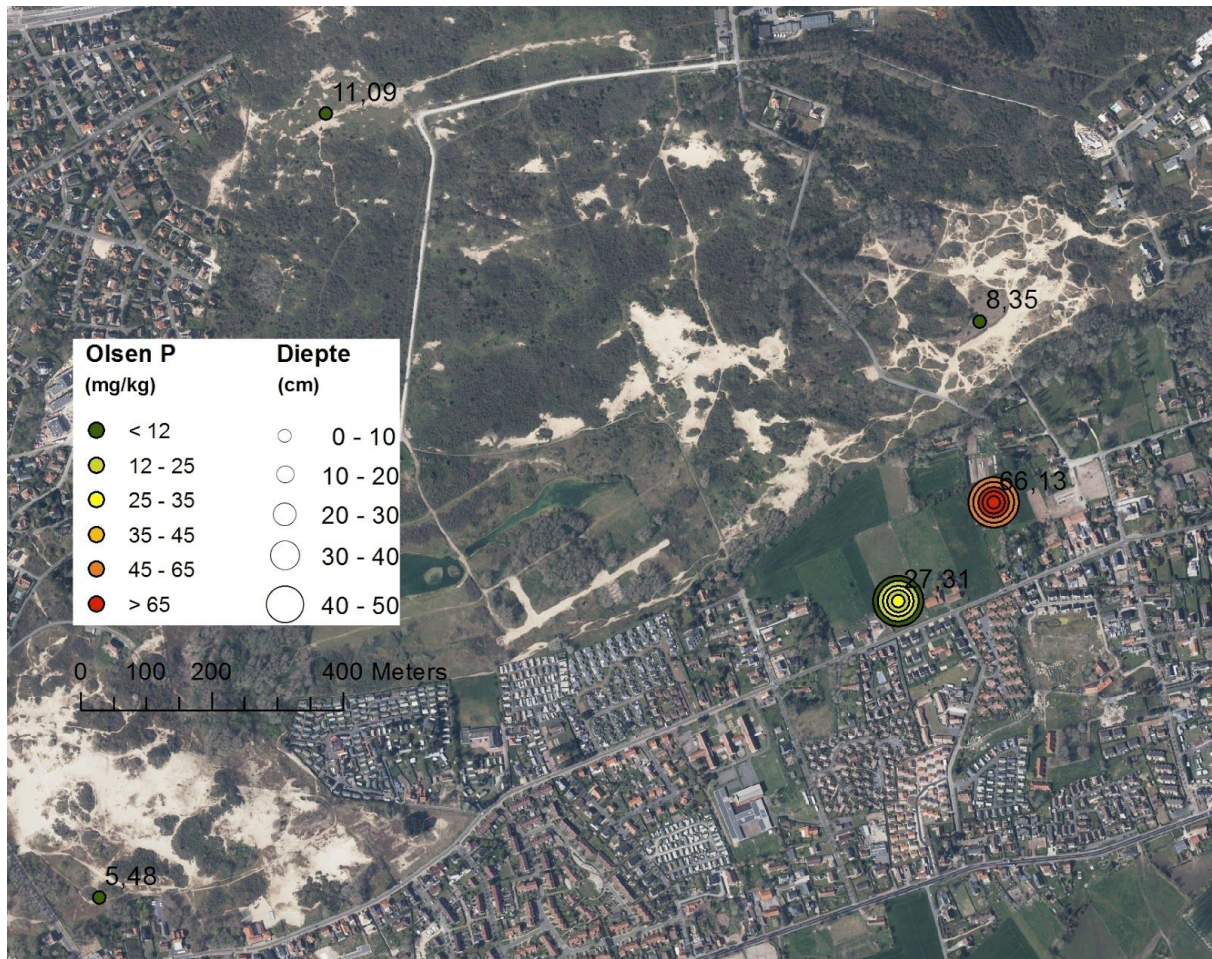
Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

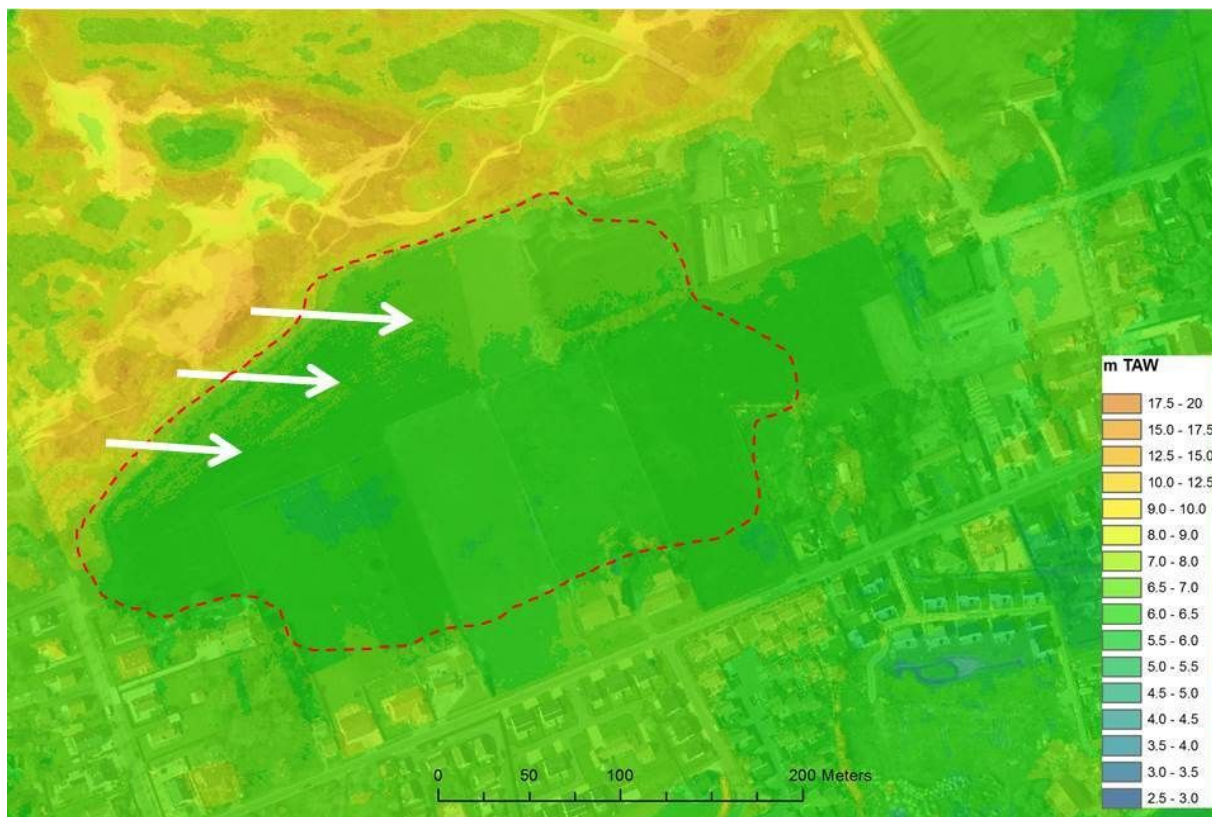
Kaart 8.4.2 Vegetatietypes van de plots in de Doornpanne



Kaart 8.4.3: Zuurtegraad ($\text{pH-H}_2\text{O}$) van de bovenlaag van de bodem en diepte van het grondwatertafel (m onder maaiveld) in de plots in de Doornpanne



Kaart 8.4.4: Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in de Doornpanne



Kaart 8.4.5: Verkenning van de potenties van overstuiving als herstelmaatregel voor de binnenduinrand van de Doornpanne. Rode stippellijn = open ruimte; witte pijlen = richting van verstuiving.

Tabel 8.4.1: Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeeldens soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.
/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland (Olsen-P =12)			Bloemrijk grasland (Olsen-P=35)		
	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Ontgronden	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Uitmijnen
	jaar	jaar	cm	jaar	jaar	jaar
dp_91	42	22	40	0	0	0
dp_92	101	51	>50	41	21	8

8.5 Deelgebied Ter Yde-Labeurhoek-Groenendijk

Geomorfologisch vormt deze zone het westelijke deel van het voormalig mondingsgebied van de IJzer, al omvat het een aantal sterk verschillende deelzones (kaart 8.5.1): de Oostvoorduinen (ov_); de strandvlakte van Hannecart (ha_) - Groenendijk (gd_) en het duin-polderovergangsgebied de Labeurhoek (lb_).



Kaart 8.5.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in Ter Yde-Labeurhoek-Groenendijk

De Oostvoorduinen vormen een heel bijzonder, soortenrijk duingebied. Het is relatief landinwaarts gelegen en vormt wellicht de nog reliëfrijke kop van het volmiddeleeuws loopduinrelict waar ook het vorig deelgebied deel van uitmaakt. Doordat tot recent nog kleinschalige verstuing optrad is de bodem lokaal kalkrijk. Het grootste deel van het terrein is echter stabiel en licht ontkalkt (pH 5,6 tot 6,7). Toch is de rijke kalkminnende flora nog ruim verspreid aanwezig. De reliëfrijke delen van het gebied zijn wellicht nooit bemest en hebben Olsen P waarden van 5 tot 7 mg/kg in de bovenste bodemlaag. De voormalige duinvalleien zijn wellicht in de loop van de 19de eeuw afgevlakt en in gebruik genomen als akker. Op een paar uitzonderingen na is de bemesting echter zeer beperkt geweest. Zo vinden we in de zuidelijke afgevlakte zone rond ov_94, ov_95 en ov_96 slechts licht verhoogde Olsen-P waarden van 7,4 tot 9,7. Wel is de bovenste bodemlaag in de droge terreindelen licht zuur (pH 5,6-5,8) wat wellicht de duingraslandontwikkeling niet ten goede komt. In deze zone is lokaal afplaggen/graven van de iets hoger gelegen terreindelen (6 tot 6,2 m TAW) wenselijk om meer variatie in bodemvocht en kalkrijkdom te bekomen. Deze afgravingen zijn lokaal tot ca. 60 diep maar vertonen een gloeiend patroon zodat een gradiëntrijk milieu ontstaat dat

toch gemakkelijk machinaal te maaien is. In de lageregelegen delen (5,8 tot 5,9 m TAW) is slechts lokaal oppervlakkig afplaggen wenselijk om de milieuvariatie te verhogen en om de ontwikkeling van pioniervalleivegetaties mogelijk te maken. Ook kunnen in het gebied enkele poelen worden aangelegd en het landschap structuurrijker gemaakt worden door aanplant van houtkanten en hagen in de randen of langsheen de centrale dreef. Een gelijkaardige aanpak met glooiende afgraving tot maximaal ca. 60 cm is aangewezen ter hoogte van ov_91 in het noordwesten van het gebied en ten zuiden van ov_04. Het afgegraven materiaal kan ter plaatse blijven en tot lage duintjes worden gemodelleerd waarbij de humeuze toplaag onderaan wordt aangebracht. Afvoer naar het voormalige akkertje ter hoogte van ov_92 is ook een interessante optie.

Het voormalige duinakkertje ter hoogte van ov_98 vertoont een lichte verhoging van de fosforconcentraties in de diepte. Hier is afgraven niet wenselijk en kan beter een maaibeheer worden verdergezet.

Proefvlak ov_92 bevindt zich op een voormalige akker die nog tot enkele decennia geleden in gebruik was. De gevolgen van de bemesting zijn duidelijk te zien in de fosforconcentraties (Olsen-P in de toplaag bedraagt 36 mg/kg). Afgraven is hier geen optie omdat de verhoogde fosforconcentraties zich tot in het onderste bemonsterde bodemprofiel voordoen. Een verschralend maaibeheer is hier aangewezen.

Ook ter hoogte van ov_89 meten we duidelijk verhoogde fosforconcentraties, tot 20 mg/kg Olsen-P in de toplaag. Graven is hier niet aangewezen gezien het perceel nu reeds vochtig is. Verschralend maaibeheer is hier een aangewezen optie, eventueel op termijn te vervangen door begrazing ten behoeve van de populatie kruipend moerasscherm (zoals ter hoogte van ov_93).

Tot slot vertonen ook de noordoostelijke, afgevlakte terreindelen in de Oostvoorduin (ter hoogte van ov_99) verhoogde P-concentraties in de bovenste bodemlagen. Afgraven van 30-40 cm is hier een interessante optie waarmee onmiddellijk een duinvalleimilieu kan gecreëerd worden.

De strandvlakte van Hannecart is grotendeels bebost. De ontboste delen hebben vermoedelijk allemaal een voorgeschiedenis van niet tot zwak bemest hooiland. Olsen-P waarden in de bovenste bodemlaag is er lager dan 10 mg/kg. Ter hoogte van de Paardevisserwei (ha_13) meten we echter 37 mg/kg Olsen-P. Nochtans vinden we hier goed ontwikkeld zilverschoongrasland met onder meer een van de grootste populaties kruipend moerasscherm van Vlaanderen. Verderzetting van het huidige beheer is dan ook wenselijk.

Groenendijk maakt deel uit van dezelfde strandvlakte en is abiotisch dan ook sterk vergelijkbaar met Hannecart. De Olsen_P waarden lopen hier echter sterk uiteen. In een grasland ter hoogte van het voormalige waterzuiveringstation (gd_02) meten we 11,4 mg/kg. In gd_04 loopt de concentratie op tot 41 mg/kg hoewel we hetzelfde vegetatietype (OV2) aantreffen. Verderzetten van het huidige maaibeheer is hier de meest aangewezen optie.

Tot slot meten we ook in de Labeurhoek sterk verhoogde P concentraties. In het noordelijke proefvlak lb_01 is de voedselrijke laag relatief dun (30 cm) en zou eventueel kunnen afgegraven worden. In de overige plots is dit geen optie omdat de hoge P-concentraties zich tot minstens 50 cm diepte bevinden. Op een aantal percelen zou kunnen geopteerd worden

voor een experiment met uitmijnen. Gezien het terrein ruimtelijk aansluit bij het landbouwgebied en op het gewestplan ook als dusdanig staat ingekleurd, is de Labeurhoek hiervoor wellicht één van de meest geschikte terreinen aan de kust.



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ⊕ Gesloten - ZVg1
- ⊗ Gesloten - ZVg2
- ⊕ Nat - ZVn
- Gestoord - ZVs

Voedselrijk

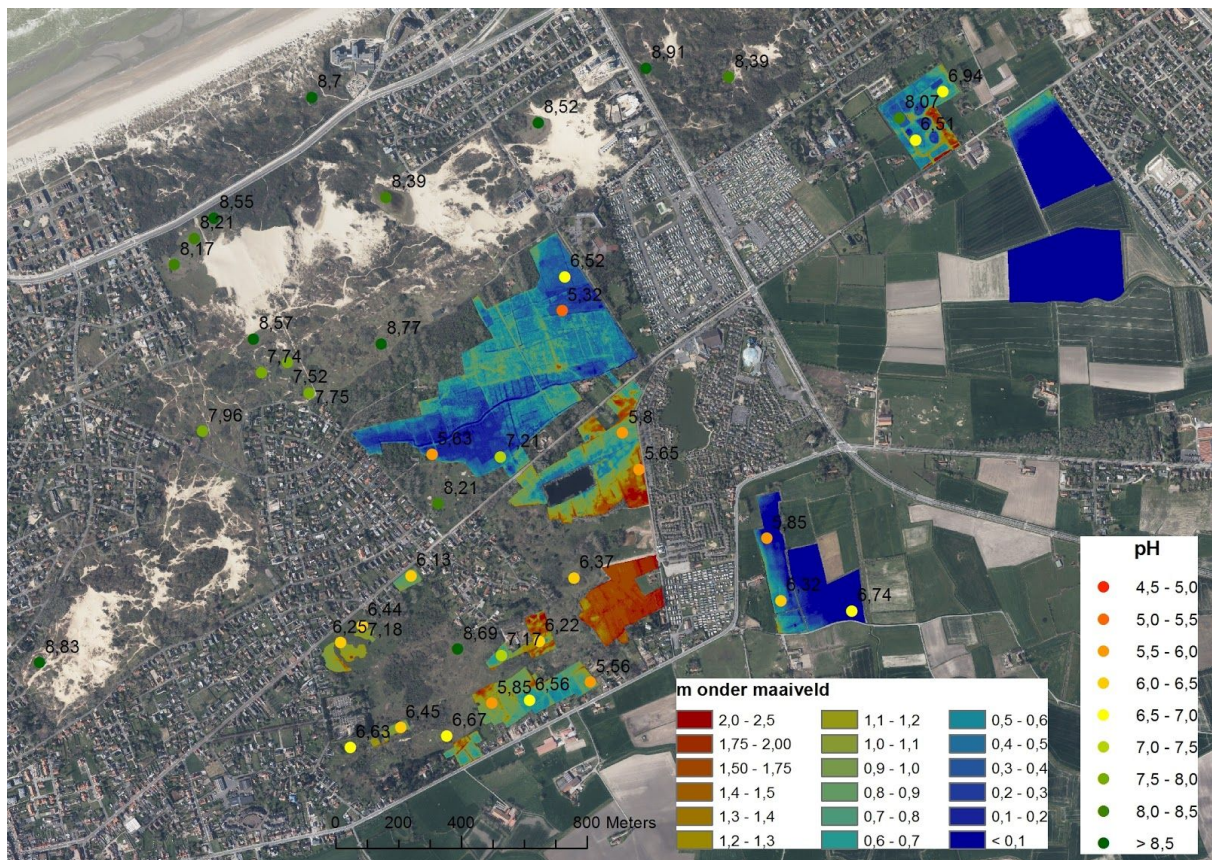
Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

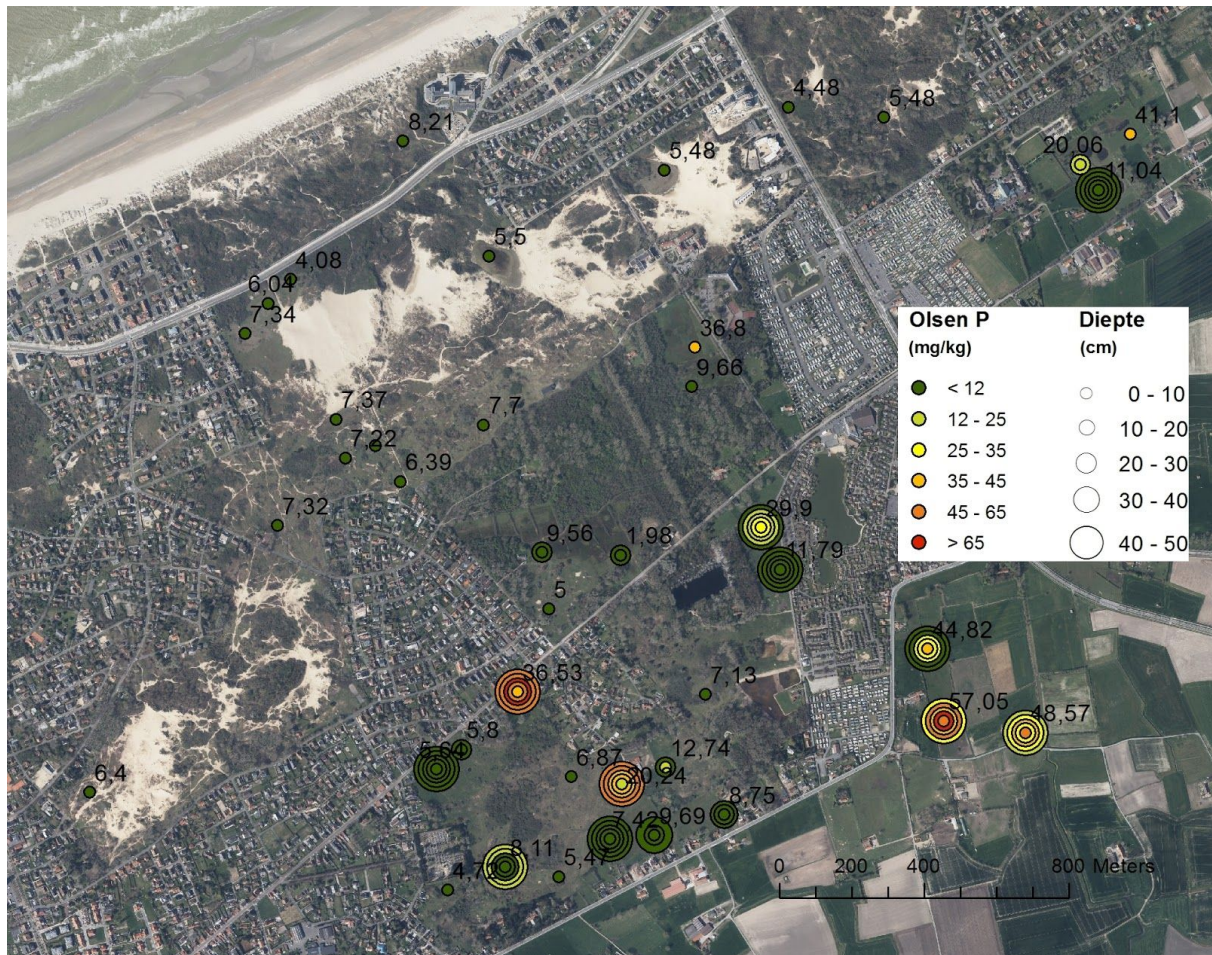
Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

Kaart 8.5.2 Vegetatietypes van de plots in Ter Yde-Labeurhoek-Groenendijk



Kaart 8.5.3 Zuurtegraad ($\text{pH-H}_2\text{O}$) van de bovenlaag van de bodem en diepte van het grondwatertafel (m onder maaiveld) in de plots in Ter Yde-Labeurhoek-Groenendijk



Kaart 8.5.4 Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in Ter Yde-Labeurhoek-Groenendijk

Tabel 8.5.1: Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeelden soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.
/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg)			Bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg)		
	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Ontgronden	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Uitmijnen
gd_01	23	12	/	0	0	0
gd_02	0	0	0	0	0	0
ha_02	3	2	30	2	0	0
ha_15	0	0	/	0	0	0
ha_16	0	0	/	0	0	0
lb_01	76	39	30	39	17	9
lb_02	108	55	>50	55	41	21
lb_03	68	34	>50	34	16	8
ov_01	0	0	/	0	0	0
ov_89	42	21	>50	21	0	0
ov_91	0	0	0	0	0	0
ov_92	42	21	>50	21	2	1
ov_93	2	1	/	1	0	0
ov_94	0	0	0	0	0	0
ov_95	0	0	0	0	0	0
ov_96	0	0	0	0	0	0
ov_97	0	0	0	0	0	0
ov_98	0	0	0	0	0	0
ov_99	17	9	30-40	9	0	0

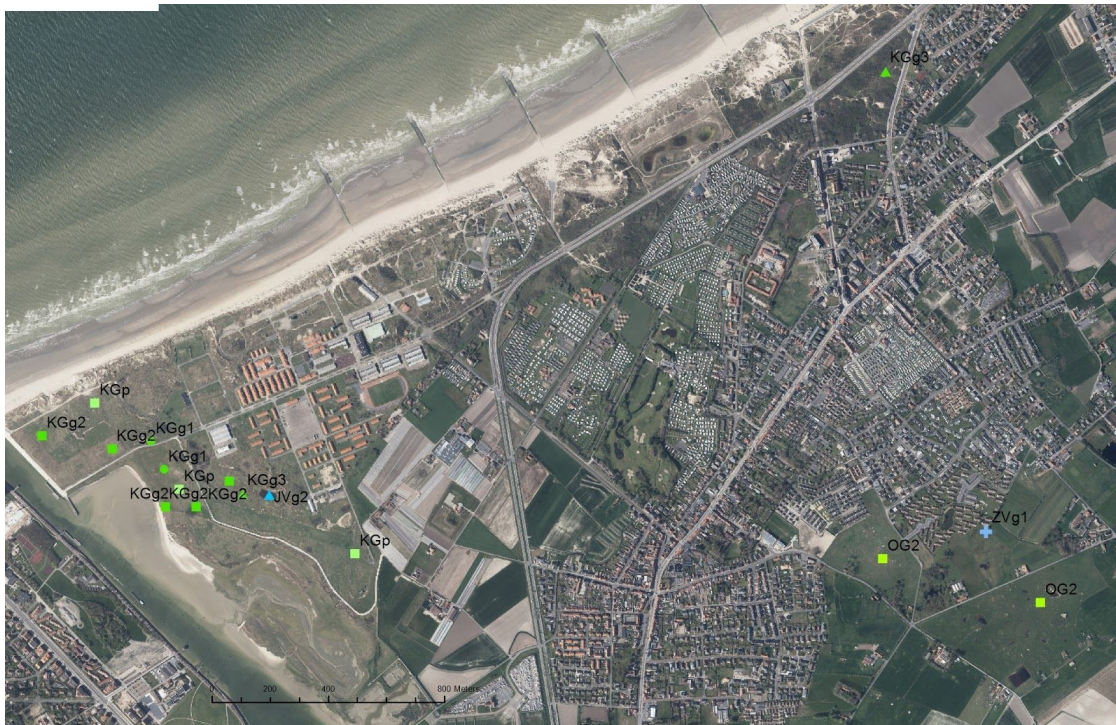
8.6 Deelgebied IJzermonding-Schuddebeurze

Binnen dit deelgebied zijn 12 proefvlakken bemonsterd in de IJzermonding, één in de Sint-Laureinsduinen en 3 in de Schuddebeurze. In IJzermonding en Sint-Laureinsduinen zijn alle proefvlakken als duingrasland geïnclassificeerd op één soortenrijke duinvallei na. Olsen-P waarde bedraagt 5,3 mg/kg in de Sint-Laureinsduinen en varieert tussen 7 en 8 mg/kg in de IJzermonding en ligt dus in het bereik van de referentiesituatie.

In de Schuddebeurze werd in het kader van de natuurinrichting door de VLM een uitgebreid bodemonderzoek uitgevoerd met aan de hand van 39 bodemstalen. Hieruit blijkt dat voor de lokale referentiepercelen voor duingrasland en duinheide Olsen-P waarden van minder dan 5 tot 14 mg/kg worden gemeten. Binnen het gebied is er echter een grote variatie in fosforgehalten gemeten met Olsen-P concentraties tot 90 mg/kg. Verder zijn verschillende stortplaatsen aanwezig. Een plan voor natuurontwikkeling is uitgewerkt in het kader van de natuurinrichting waarbij verschillende van deze stortplaatsen worden opgeruimd en daarna worden ingericht als duinvallei of duinvallei (ten zuiden van sb_03). Verder wordt voorgesteld om op verschillende plaatsen oppervlakkig te plaggen (onder meer ter hoogte van sb_02 en sb_06). Vanuit de ervaringen opgedaan binnen voorliggend project kunnen we nog aanbevelen om op voedselrijke plaatsen waar niet wordt geplagd, in een beginfase sterk in te zetten op een verschralend maaibeheer.



Kaart 8.6.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in IJzermonding-Schuddebeurze



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ✦ Gesloten - ZVG1
- ✦ Gesloten - ZVG2
- ✦ Nat - ZVn
- ✦ Gestoord - ZVs

Voedselrijk

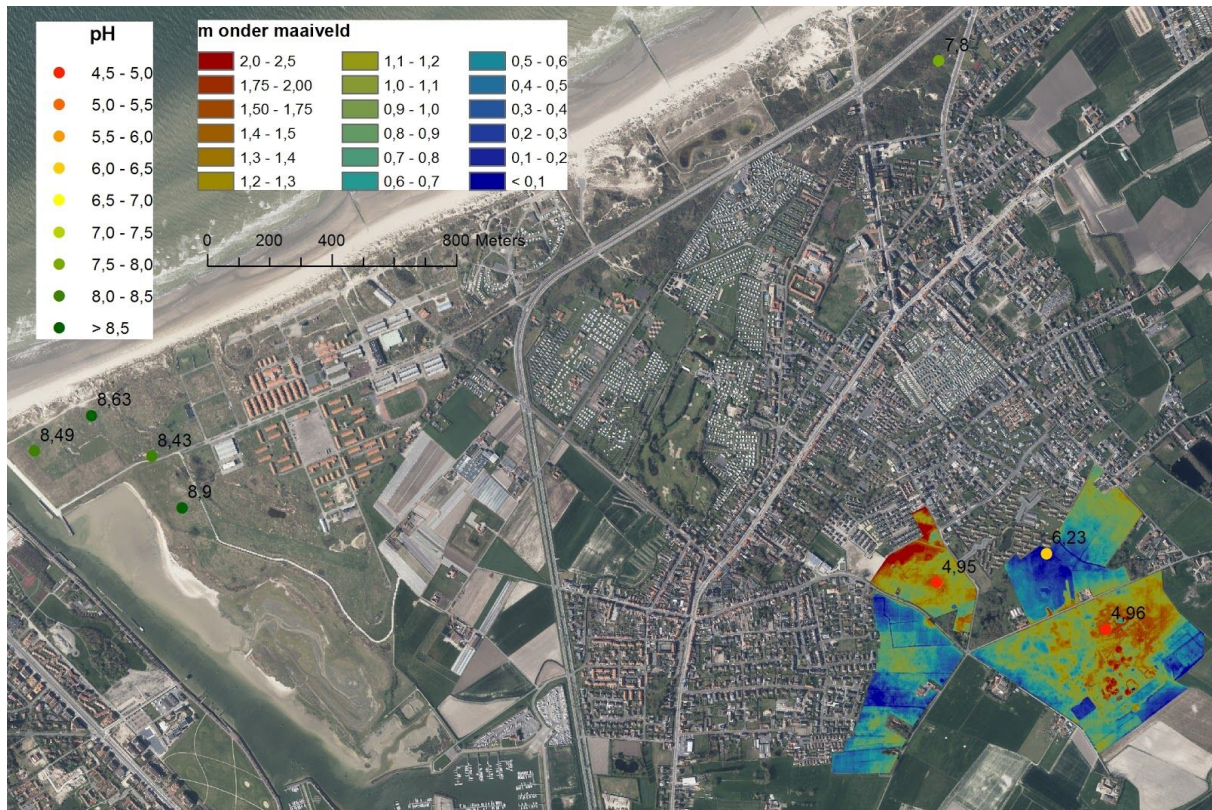
Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

Kaart 8.6.2 Vegetatietypes van de plots in IJzermonding-Schuddebeurze



Kaart 8.6.3 Zuurtegraad (pH-H₂O) van de bovenlaag van de bodem en diepte van het grondwaterniveau (m onder maaiveld) in de plots in IJzermonding-Schuddebeurze



Kaart 8.6.4 Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in IJzermonding-Schuddebeurze

Tabel 8.6.1: Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeelden soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.
/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland(Olsen-P = 12 mg/kg)			Bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg)		
	<i>Maaien met nabegrazing</i>	<i>Twee keer maaien</i>	<i>Ontgronden</i>	<i>Maaien met nabegrazing</i>	<i>Twee keer maaien</i>	<i>Uitmijnen</i>
sb_03	4	2	/	0	0	0

8.7 Deelgebied D'Heye

D'Heye is een relatief klein en geïsoleerd duingebied waarvan grote delen tot relatief recent in landbouwgebruik waren. Op verschillende plaatsen is dan ook sprake van zeer voedselrijke omstandigheden. In het gebied zijn 20 bodemstalen geanalyseerd waarvan 5 referentieplots. Deze laatste worden in drie gevallen als ontkalkt duingrasland geïclassificeerd; in twee proefvlakken sluit de vegetatie meer aan bij het kalkrijk duingrasland (KGg1). Olsen-P waarden liggen hier ook in het verwachte bereik van referentieplots voor duingraslanden, namelijk tussen 4 en 10 mg/kg. Van de 15 proefvlakken in voormalig landbouwgebied, worden er 4 als voedselrijk grasland geïclassificeerd. Het merendeel valt onder de noemer matig voedselrijk grasland (vooral MG2) en drie proefvlakken worden als zilverschoongrasland geïclassificeerd.

Het deelgebied ten noorden van de Koerslaan en Batterijstraat bestaat grotendeels uit duingrasland maar naar het oosten toe worden verhoogde fosforconcentraties gemeten, respectievelijk 20 en 30 mg/kg Olsen-P in proefvlakken dh_12 en dh_13 (recente analyseresultaten HabNorm, niet opgenomen in dit rapport). Dit vertaalt zich ook duidelijk in de verspreiding van aandachtsoorten zoals onderaardse klaver, gestreepte klaver en eekhoorngras. Het is wenselijk in deze zone bijkomend verschrallend te maaien, enerzijds om hier soortenrijkere vegetaties te laten ontwikkelen maar anderzijds ook om te verhinderen dat nutriënten via begrazing over andere delen van het terrein verspreid geraken. Het hooiland in het westen van het terrein, ter hoogte van proefvlak dh_91 is relatief schraal ligt al bijna in het bereik van duingrasland. Hier heeft zich een relatief bloemenrijk glanshaverhooiland ontwikkeld. Voorlopig is verderzetting van het huidige beheer wenselijk, eventueel kan het perceel op termijn opgenomen worden in het grote begrazingsblok.

Het terrein tussen de Batterijstraat en het fietspad is deels afgegraven ten behoeve van duinvalleionontwikkeling. Hier zijn geen fosforanalyses beschikbaar om te zien of deze afgraving geleid heeft tot een voedselarm milieu. Het aantal aandachtsoorten is hier nog relatief beperkt (onder meer hazenzegge, fraai duizendguldenkruid en riet(?)orchis) maar dit kan ook te wijten zijn aan de isolatie van het terrein. De plagen van deze en andere afgravingen in D'Heye zijn gedeponneerd op een terreindeel ten zuiden van deze zone (ter hoogte van proefvlak dh_17). Olsen-P waarde in de bovenste bodemlaag bedraagt 54 mg/kg en neemt nog toe naar de diepte. Verschrallend maaien tot het bereik van duingraslanden is hier een kwestie van vele decennia. Ofwel kan hier geopteerd worden voor minder ambitieuze doelstellingen zoals kamgrasland of (bloemenrijk hooiland) ofwel kan hier de kaart getrokken worden van een meer structuurrijke vegetatie door aanplant van struweel of het laten ontwikkelen van een wastinelandschap onder begrazing. In de overige delen van deze zone heeft zich, ondanks de lokaal hoge Olsen-P waarden (30 tot 50 mg/kg) al een relatief soortenrijk glanshavergrasland ontwikkeld met knoopkruid, margriet en grote ratelaar maar ook met blauwe bremraap, gestreepte klaver en eekhoorngras. Verder maaien is hier aangewezen. Het oostelijke deel van deze zone is vochtiger, evenals het perceel ten zuiden van het fietspad. Wellicht zijn ze vooral daardoor graziger en minder rijk aan aandachtsoorten. Hier kan eventueel een intensiever maaibeheer worden gevoerd of zou (lokaal) oppervlakkig kunnen afgeplagd worden om hier natte hooilanden te ontwikkelen. In proefvlak dh_95 zou wel 30-50 cm moeten afgegraven worden om tot een Olsen-P te komen lager dan 10 mg/kg.

De meest recent verworven terreinen ten westen van de Koerslaan-Batterijstraat vertonen een grote variatie in voedselrijkdom, gaande van 23 mg/kg Olsen-P in dh_94 tot 69 mg/kg in dh_92. Een gevarieerde aanpak is hier dan ook wenselijk. Lokaal kan geopteerd worden voor afgraving maar hier is bijkomend onderzoek voor nodig. Bijvoorbeeld in dh_93 neemt het fosforgehalte toe in de diepte waardoor afgraven hier geen interessante optie is. Het is ook niet duidelijk hoe diep de minerale zandlagen hier zijn. Het creëren van natte milieucondities heeft in D'Heye overigens een zeer groot nadeel, namelijk de potentiële uitbreiding van watercrassula.

Verder komen terreindelen, bijvoorbeeld ter hoogte van dh_92, hier in aanmerking voor experimenten met uitmijnen. Belangrijk voordeel is dat het terrein actueel nog in landbouwgebruik is. Verder is verschrallend maaien aangewezen om de natuurstreefbeelden uit het beheerplan (glanshaverhooilanden) te halen. Hier kan, minstens aan de randen, ook geopteerd worden om extra landschapsstructuur te creëren door de aanplant van gemengde hagen.



Kaart 8.7.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in D'Heye



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ⊕ Gesloten - ZVg1
- ⊗ Gesloten - ZVg2
- ⊕ Nat - ZVn
- ⊖ Gestoord - ZVs

Voedselrijk

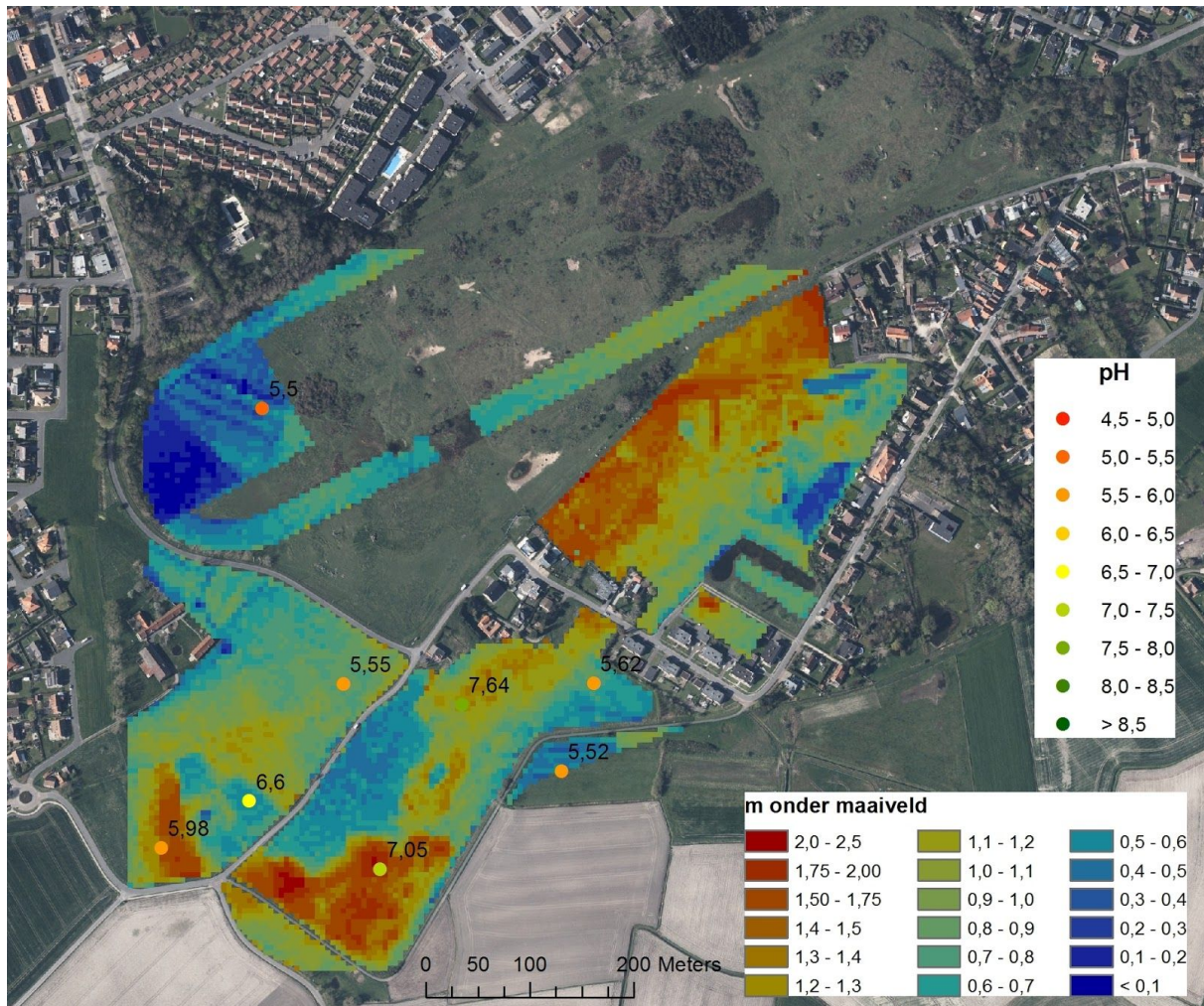
Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

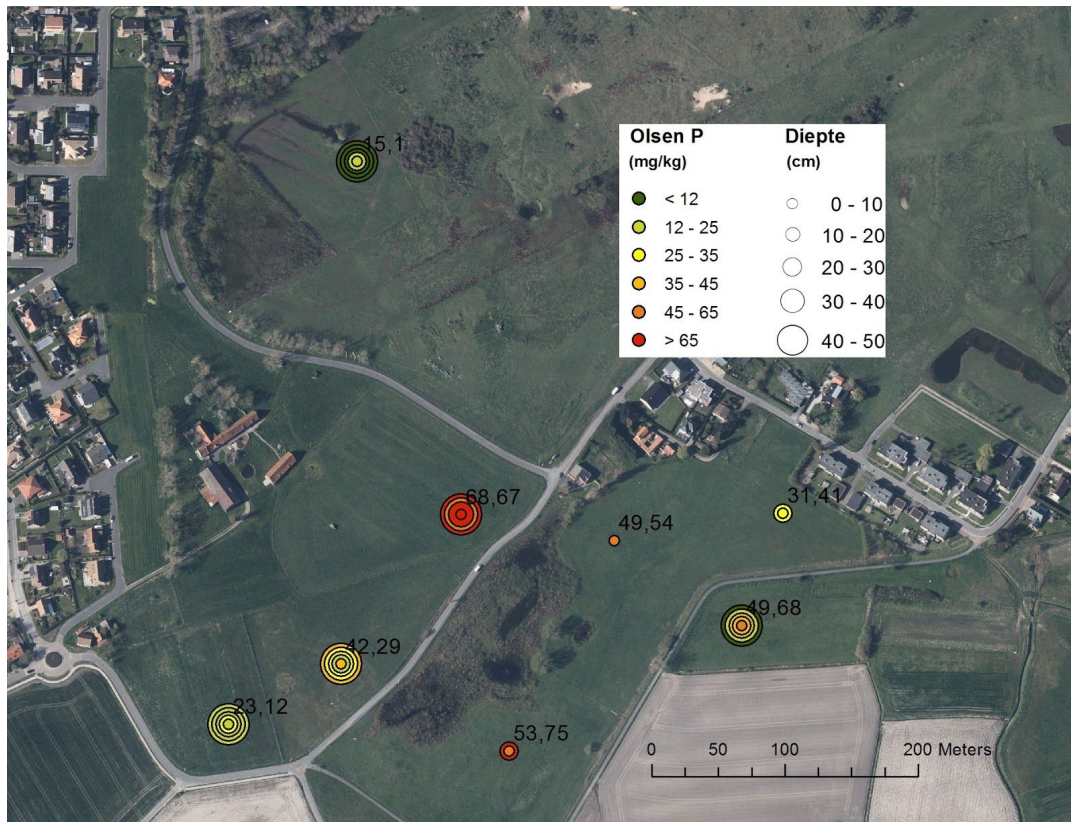
Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

Kaart 8.7.2 Vegetatietypes van de plots in D'Heye



Kaart 8.7.3 Zuurtegraad ($\text{pH-H}_2\text{O}$) van de bovenlaag van de bodem en diepte van het grondwatertafel (m onder maaiveld) in de plots in D'Heye



Kaart 8.7.4 Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen in de plots in D'Heye

Tabel 8.7.1: Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeelden soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.
/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg)			Bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg)		
	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Ontgronden	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Uitmijnen
dh_17	91	46	/	28	14	6
dh_91	4	2	10	0	0	0
dh_92	126	64	>50	57	29	11
dh_93	44	22	>50	7	4	2
dh_94	28	14	>50	0	0	0
dh_95	25	13	30-40	4	2	1
dh_96	14	7	/	0	0	0

8.8 Deelgebied Bossen van De Haan

In dit deelgebied zijn enkel referentieproefvlakken aanwezig die gebruikt zijn voor de opmaak van de vegetatietypologie (kalkrijke duingraslanden).



Kaart 8.8.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in De Bossen van De Haan



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ✦ Gesloten - ZVG1
- ✦ Gesloten - ZVG2
- ✦ Nat - ZVn
- Gestoord - ZVs

Voedselrijk

Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

Kaart 8.8.2 Vegetatietypes van de plots in de Bossen van De Haan

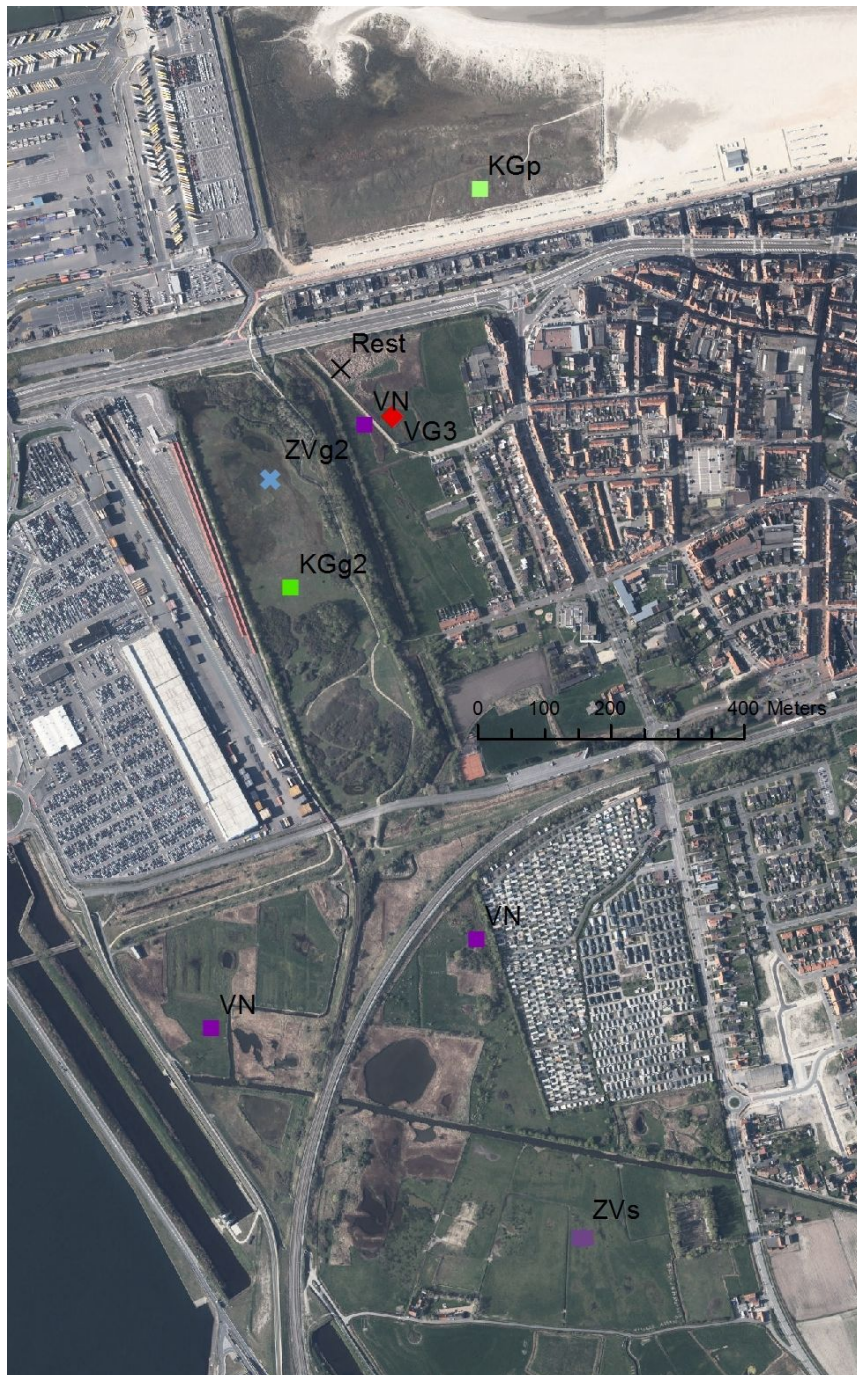
8.9 Deelgebied Heist

In dit deelgebied zijn enkel proefvlakken aanwezig die gebruikt zijn voor de vegetatietypologie en zijn geen bodemstalen genomen. De percelen met voormalig landbouwgebruik zijn ook integraal in de polder gelegen. In de vuurtorenweiden zijn twee proefvlakken als voedselrijk grasland geïdentificeerd. Zonder verschrallend maaien zijn de potenties voor botanische natuurwaarden hier wellicht heel beperkt.

In de kleiputten is verderzetting van het huidige begrazingsbeheer optimaal voor het behoud en de verdere ontwikkeling van de zilte graslanden.



Kaart 8.9.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in Heist



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ✦ Gesloten - ZVg1
- ✦ Gesloten - ZVg2
- ✦ Nat - ZVn
- Gestoord - ZVs

Voedselrijk

Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

Voedselrijk nat grasland

- VN
- ✦ Rest

Kaart 8.9.2 Vegetatietypes van de plots in Heist

8.10 Deelgebied Zwinduinen-Oude Hazegraspolder

Binnen het laatste gebied concentreren we ons op de Zwinduinen. De Oude Hazegraspolder maakt deel uit van een onderzoeksproject naar een ecologisch optimale inrichting en is in het kader daarvan uitvoerig onderzocht (Zwaenepoel et al. 2016). De resultaten worden hier wel meegenomen maar voor de aanbevelingen rond inrichting en beheer verwijzen we naar deze studie.

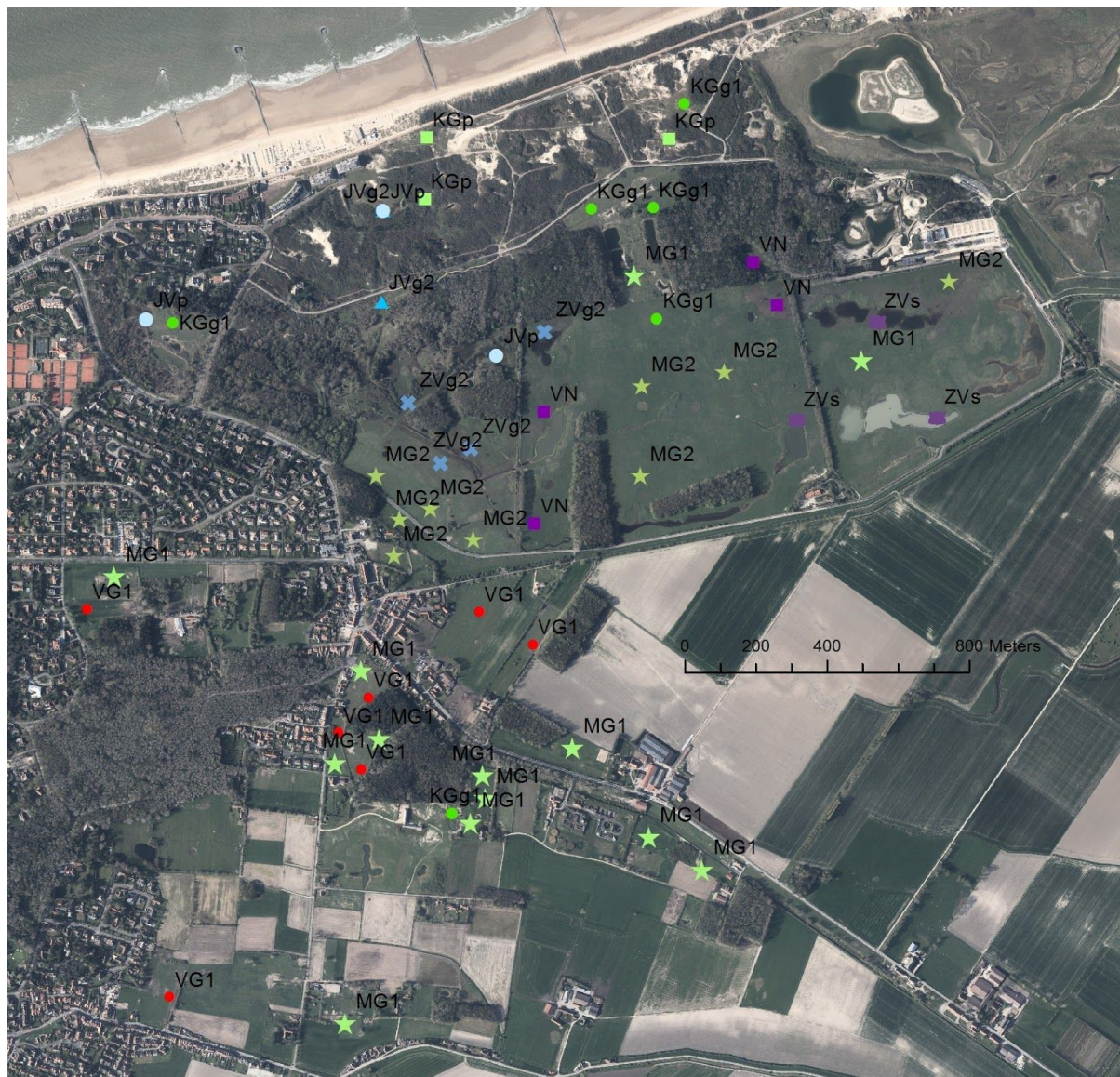
In de Kleyne Vlakte ligt het Olsen-P gehalte bij alle proefvlakken binnen het bereik van de matig voedselrijke graslanden. In een aantal gevallen zijn zelfs aan de condities voor de ontwikkeling van duingrasland voldaan (zw_22, zw_96, zw_97 en zw_98). Ook zw_30 heeft zeer lage P-Olsen waarden maar dit komt door het lokaal afgraven. Toch wordt enkel zw_96 effectief als duingrasland geclassificeerd, de overige proefvlakken als matig voedselrijk grasland (MG2). Dit kan wijzen er verschillende knelpunten zoals een beperkte lokale soortenpool, tekortkomingen in het beheer of een combinatie van deze en eventueel andere factoren. Het is ook onduidelijk hoe en hoe snel het gebied evolueert. Een herhaalde opname van de proefvlakken in de Kleyne vlakte moet nog verwerkt worden in het kader van het project Beheerevaluatie Kust. Het is wenselijk om voor dit belangrijk gebied een specifieke beheerevaluatie te doen op basis van alle beschikbare elementen (bijvoorbeeld ook de data van gezenderde grazers van het INBO - Jan Van Uytvanck).

Vanuit de nutriëntenstatus van het terrein kunnen we toch aanbevelen om te blijven verschralend maaien in delen van het terrein. Hiervoor zou het maaien uitgebreid kunnen worden naar (gedeelten van) het centrale blok van de Kleyne Vlakte. Enkel op de manier kan het gebied op lange termijn via een heel extensief begrazingsregime beheerd worden waardoor én de nodige vegetatiestructuur en bloemenrijkdom ontstaan die essentieel zijn voor een rijke fauna in het gebied én een schrale, soortenrijke vegetatie gehandhaafd blijft.

Tot slot moet zeker overwogen worden in hoeverre introductie van lokale soorten in de Kleyne vlakte kan leiden tot een hogere bloemenrijkdom en daarmee een rijker insectenleven.



Kaart 8.10.1 Situering van het studiegebied (voormalige landbouwgronden) en de proefvlakken in de Zwinduinen - Oude Hazegraspolder



Referentie

Kalkrijk duingrasland

- Gesloten - KGg1
- Gesloten - KGg2
- ▲ Gesloten - KGg3
- Open - KGo
- Pionier - KGp

Ontkalkt duingrasland

- OG1
- OG2

Jonge duinvallei

- Gesloten - JVG1
- ▲ Gesloten - JVG2
- Pionier - JVP

Oude duinvallei

- OV1
- ▲ OV2

Matig voedselrijk

Matig voedselrijk (duin)grasland

- ★ MG1
- ★ MG2

Zilverschoongrasland

- ⊕ Gesloten - ZVg1
- ⊗ Gesloten - ZVg2
- ⊕ Nat - ZVn
- Gestoord - ZVs

Voedselrijk

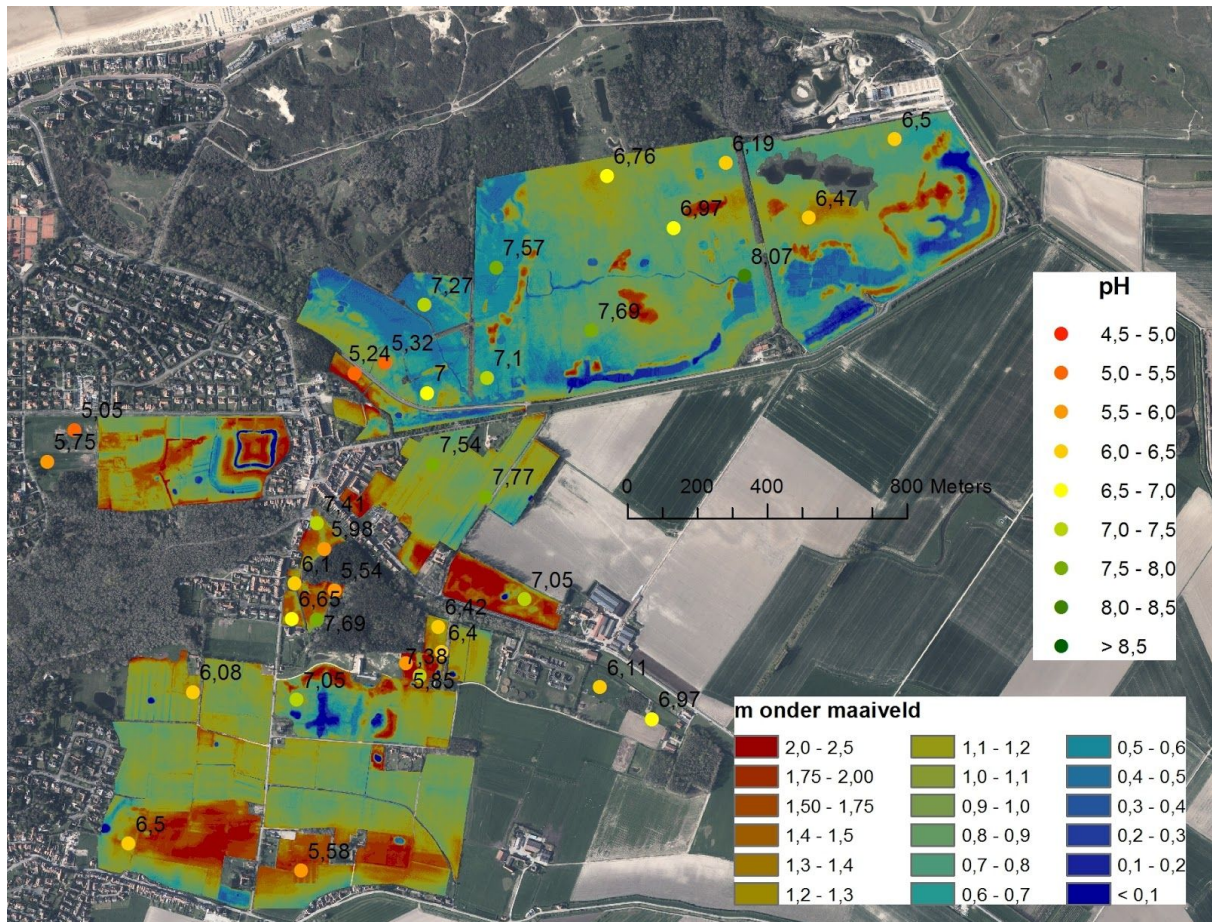
Voedselrijk (vochtig) grasland

- VG1
- ▲ VG2
- ◆ VG3

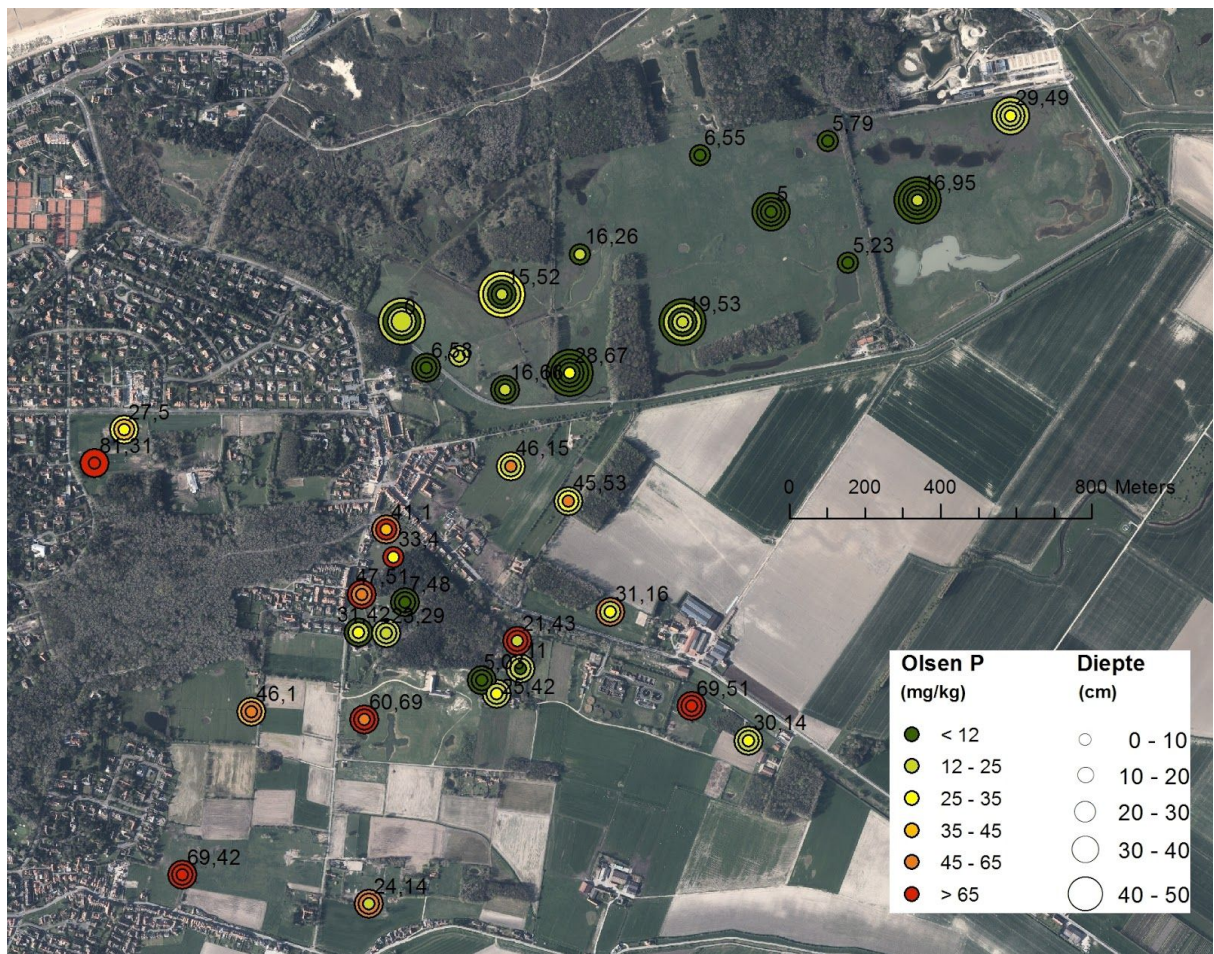
Voedselrijk nat grasland

- VN
- × Rest

Kaart 8.10.2 Vegetatietypes van de plots in de Zwinduinen-Oude Hazegraspolder



Kaart 8.10.3 Zuurtegraad (pH-H₂O) van de bovenlaag van de bodem en diepte van het grondwatertafel (m onder maaiveld) in de Zwinderen-Oude Hazegraspolder



Kaart 8.10.4 Biobeschikbaar P van de verschillende bodemlagen de Zwinduinen-Oude Hazegraspolder

Tabel 8.10.1: Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeelden soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.
/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg)			Bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg)		
	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Ontgronden	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Uitmijnen
hz_01	14	7	10	0	0	0
hz_02	63	32	>30	28	15	6
hz_03	13	7	>30	0	0	0
hz_23	19	10	>30	0	0	0
hz_27	21	11	>30	2	1	1
hz_28	20	10	>30	0	0	0
hz_29	17	9	>30	0	0	0
hz_36	23	12	>30	0	0	0
hz_37	41	21	>30	8	4	2
hz_46	144	73	>30	70	36	14
hz_48	0	0	0	0	0	0
hz_49	10	5	20-30	0	0	0
hz_50	29	15	20-30	0	0	0
hz_62	35	18	30	7	4	2
hz_66	44	22	30	11	6	3
hz_69	45	23	30	8	4	2
hz_91	0	0	0	0	0	0
hz_92	40	20	30	0	0	0
hz_93	0	0	?	0	0	0
hz_94	6	3	>30	0	0	0
hz_98	35	18	>30	4	2	1
zw_04	1	1	30	0	0	0
zw_11	10	5	30	0	0	0

Tabel 8.10.1 (vervolg): Overzicht van diepte van ontgronden en noodzakelijke termijn van maaien met nabegrazing, twee keer maaien en uitmijnen om de abiotische conditie qua voedselrijkdom te bereiken voor de natuurstreefbeelden soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg) en bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg) te bereiken.

/ betekent 'niet geschikt voor ontgronden' - plots werden niet onderzocht in functie van ontgronden

Code	Soortenrijk duingrasland (Olsen-P = 12 mg/kg)			Bloemrijk grasland (Olsen-P = 35 mg/kg)		
	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Ontgronden	Maaien met nabegrazing	Twee keer maaien	Uitmijnen
zw_22	0	0	0	0	0	0
zw_29	4	2	10	0	0	0
zw_30	0	0	0	0	0	0
zw_89	3	2	/	0	0	0
zw_90	6	3	10	0	0	0
zw_91	4	2	30	0	0	0
zw_92	3	2	10	0	0	0
zw_93	4	2	10	0	0	0
zw_94	25	13	10	0	0	0
zw_95	14	7	20	0	0	0
zw_96	0	0	0	0	0	0
zw_97	0	0	0	0	0	0
zw_98	0	0	0	0	0	0
zw_99	19	10	40	0	0	0

9. Besluit

Als we kijken naar de verschralingstermijnen voor de verschillende herstelmaatregelen stellen we vast dat voor nagenoeg alle percelen die onderzocht zijn één van beide ambitieniveaus een haalbare kaart is mits een herstelmaatregel wordt uitgevoerd. Meer nog, meer dan de helft van de percelen kan omgevormd worden tot een soortenrijk duingrasland. In de meeste gevallen volstaat een doorgedreven intensief maaibeheer met afvoeren (twee keer maaien/jaar). Op verschillende percelen hebben we actueel reeds een interessante vegetatie en volstaat een onderhoudsbeheer. Voor de meer voedselrijke percelen stellen we een verschraling voor via uitmijnen of maaibeheer met het oog op het creëren van bloemrijke, meer soortenrijke graslanden.

Voor de onderzochte percelen in de Belvédère, Zwinduinen (Kleyne Vlakte) en Oostvoorduinen zijn de resultaten hoopvol. In de duinzoom van Cabour-Garzebekeveld, Oosthoekduinen, D'Heye en Hazegras dienen zwaardere inspanningen voor verschraling geleverd te worden.

Op verschillende locaties verspreid over het hele studiegebied is het aangewezen om te plaggen of af te graven tot op de minerale zandbodem gezien de voedselrijke condities zich beperken tot de toplaag. Indien men wenst over te gaan tot afgraven is het wenselijk op dat perceel een bijkomende bodembemonstering uit te voeren om meer vlakdekkend uitspraken te kunnen doen. Zo kan een meer gedetailleerd afgravingsplan worden opgemaakt. Gezien het grondwater vaak reeds ondiep onder het maaiveld aanwezig is, is het ook nodig om de toekomstige hydrologische situatie te beschouwen om er zeker van te zijn dat de bodem niet te nat wordt voor het creëren van soortenrijke duinvalleien. Voor natte zones op bodems met zwaardere textuur (slibrijk zand, klei) kunnen natte ruigten of rietland tot doel gesteld worden. Bij herprofileringen is het aangewezen om langzaam oplopende vochtgradiënten (met permanent natte depressies en droge ruggen) te realiseren om soorten te mogelijkheid te geven meer geschikte standplaatscondities op te zoeken bij droogtestress of langdurige inundatie.

In het referentiekader hebben we onderscheid gemaakt tussen de verschillende successiefasen van soortenrijke duingraslanden. Zo vonden we voor de jonge soortenrijke duingraslanden en jonge duinvalleien meer basenrijke condities en dus beter gebufferde omstandigheden. In de overgangszones die we wensen om te vormen tot soortenrijk duingrasland ontbreken deze kalkrijke omstandigheden vaak. Hierdoor streven we veelal naar meer ontkalkte soortenrijke graslanden of duinvalleien, tenzij we verstuiving faciliteren. Zeker als we ook inspanningen willen leveren voor biotisch herstel, is het belangrijk om niet alleen rekening te houden met de hydrologische vereisten van kenmerkende soorten, maar ook rekening te houden met hun voorkeur voor eerder zure of basenrijke omstandigheden. De mogelijkheden voor biotisch herstel worden uitgebreid besproken in hoofdstuk zes.

Uit de resultaten van de bodemanalyses van de vijf onderzochte bosgebieden blijkt (i) de bovenste bodemhorizont sterk verzuurd te zijn, ondanks het feit dat de meeste van de aanwezige boomsoorten bodemverbeterend zijn, en (ii) dat de bodems een historisch

landbouwgebruik gekend hebben. De vrij hoge stikstofdeposities in het gebied, in combinatie met de slecht gebufferde zandbodems zijn vermoedelijk oorzaak van de sterke verzuring in de bovenste bodemlagen. Om te vermijden dat de bodems verder en in de diepere lagen verzuren, moet de aanplant of spontane uitbreiding van verzurende boomsoorten (vb. zwarte els, zomereik) beperkt worden. De aanwezigheid van een ruderaal vegetatie met brandnetels en braam wijzen op de vrij hoge beschikbaarheid van nutriënten (hoge P-concentraties door de voormalige bemesting en hoge stikstofdeposities), en kan indien gewenst onderdrukt worden door het induceren van schaduw, wat kan door het aanplanten van een struiklaag of schaduwboomsoorten.

10. Referenties

- Adams, A.S., Lucassen, E.C.H.E.T., Bobbink, R., Smits, N.A.C., (2011). Herstelstrategie H6130 : Zinkweiden 513–528.
- Aggenbach C.J.S. & Jalink M.H. (2000). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in duinvalleien van het Waddendistrict. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Aggenbach C.J.S., Grijpstra J. & Jalink M.H. (2001). Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiëring van plantengemeenschappen in duinvalleien van het Renondunaal district. Staatsbosbeheer, Driebergen.
- Ågren, G.I., Wetterstedt, J.Å.M., Billberger, M.F.K., (2012). Nutrient limitation on terrestrial plant growth – modeling the interaction between nitrogen and phosphorus. *New Phytol.* 194, 953–960. doi:10.1111/j.1469-8137.2012.04116.x
- Albrecht, M. A., Guerrant, E. O., Maschinski, J., & Kennedy, K. L. (2011). A long-term view of rare plant reintroduction. *Biological Conservation*, 144(11), 2557-2558.
- Allison, M., Ausden, M., 2004. Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation. *Biol. Conserv.* 120, 221–228. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.02.017>
- Anonymous, (2012). Opmaak van een model voor de technische kosten van inrichtings- en beheerwerken, Eindrapport BE0112000229.
- Bailey, J., Beattie, J.A., Kilpatrick, D., (1997). The diagnosis and recommendation integrated system (DRIS) for diagnosing the nutrient status of grassland swads: I. Model establishment. *Plant Soil* 197, 127–135.
- Bekker, R. M., Schaminée, J. H. J., Bakker, J. P., & Thompson, K. (1998). Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica*, 47(1), 15-26.
- Beltman, B., Willems, J.H., Güsewell, S., (2007). Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *J. Veg. Sci.* 18, 625–634. doi:10.1111/j.1654-1103.2007.tb02576.x
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J., Elberse, W.T., (1992). Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biol. Conserv.* 62, 59–65. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91152-I](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(92)91152-I)
- Berg, H., Becker, U., & Matthies, D. (2005). Phenotypic plasticity in *Carlina vulgaris*: effects of geographical origin, population size, and population isolation. *Oecologia*, 143(2), 220-231.
- Bischoff, A., Vonlanthen, B., Steinger, T., & Müller-Schärer, H. (2006). Seed provenance matters—effects on germination of four plant species used for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 7(4), 347-359.
- Blanke, V., Bassin, S., Volk, M., Fuhrer, J., (2012). Nitrogen deposition effects on subalpine grassland: The role of nutrient limitations and changes in mycorrhizal abundance. *Acta Oecologica* 45, 57–65. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2012.09.002>
- Bobbink, R; Weijters, M., van der Bij, A.; van Diggelen, R., (2016). Het belang van bodemleven bij heideherstel op voormalige landbouwgrond. *Vakbl. Nat. Bos Landschap* 123, 10–13.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (eds) (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM rapport 680359002, 244p.

Bruinderink, G. G., Smulders, M. J. M., & Koelewijn, H. P. (2007). Een ecologisch en populatie-genetisch afwegingskader voor herintroducties. *De Levende Natuur*, 108(5), 199-203.

Bruinenberg, M.H., Geerts, R.H.E.M., Struik, P.C., Valk, H. (2006). Dairy cow performance on silage from semi-natural grassland. *NJAS - Wageningen J. Life Sci.* 54, 95–110. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1573-5214\(06\)80006-0](http://dx.doi.org/10.1016/S1573-5214(06)80006-0)

Bullock, J. M. (1998). Community translocation in Britain: setting objectives and measuring consequences. *Biological Conservation*, 84(3), 199-214.

Bullock, J. M. (2012). Plant dispersal and the velocity of climate change. *Dispersal ecology and evolution*, 366-377.

Buys, N., Deketelaere, K., De Meester, L., De Proft, M., De Tavernier, J., Gillabel, J., . . . Keulemans, W. (2010). Biodiversiteit: basisproduct of luxegoed?

Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Johnson, D., Morecroft, M.D., Lee, J.A., (2003). The interactions between plant growth, vegetation structure and soil processes in semi-natural acidic and calcareous grasslands receiving long-term inputs of simulated pollutant nitrogen deposition. *Environ. Pollut.* 121, 363–376.

Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., & Honnay, O. (2013). Plant species loss from European semi-natural grasslands following nutrient enrichment – is it nitrogen or is it phosphorus? . Retrieved from

Ceulemans, T., Stevens, C.J., Duchateau, L., Jacquemyn, H., Gowing, D.J.G., Merckx, R., Wallace, H., van Rooijen, N., Goethem, T., Bobbink, R., Dorland, E., Gaudnik, C., Alard, D., Corcket, E., Muller, S.,

Dise, N.B., Dupre, C., Diekmann, M., Honnay, O., (2014). Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. *Glob. Chang. Biol.* 20, 3814–3822.

Chardon, W.J., (2008). Uitmijnen of afgraven van voormalige landbouwgronden ten behoeve van natuurontwikkeling, Een studie in het kader van “Bodemdiensten”.

Cosyns E., Leten M., Provoost S., Zwaenepoel, A. & Hoffmann M 2010. Management of transition zones between coastal dunes and salt marsh or polder area: experiences from the Belgian coast. In: Dewulf E., Van Nieuwenhuysse H. & Herrier J.-L. (red.) Proceedings of the International workshop on the Management of Dune Polder and Dune Marshland Transition Zones, 7 October 2010, Knokke-Heist: 25-83.

Corlett, R. T., & Westcott, D. A. (2013). Will plant movements keep up with climate change? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(8), 482-488. doi:<http://doi.org/10.1016/j.tree.2013.04.003>

Couvreur, M., Menschaert, J., Sevenant, M., Ronse, A., Van Landuyt, W., De Blust, G., . . . Hermy, M. (2004). Ecodistricten en ecoregio's als instrument voor natuurstudie en milieubeleid. *Natuur. focus*, 3(2), 51-58.

Crawley, M.J., Johnston, A.E., Silvertown, J., Dodd, M., Mazancourt, C. De, Heard, M.S., Henman, D.F., Edwards, G.R., (2005). Determinants of Species Richness in the Parks Grass Experiment. *Am. Nat.* 165, 179–192.

Curreli A., Wallace H., Freeman C., Hollingham M., Stratford C., Johnson H. & Jones M.L.M. (2013). Eco-hydrological requirements of dune slack vegetation and the implications of climate change. *Science of the Total Environment* 443: 910–919.

De Kort, H., Mergeay, J., Vander Mijnsbrugge, K., Decocq, G., Maccherini, S., Kehlet Bruun, H. H., . . . Vandepitte, K. (2014). An evaluation of seed zone delineation using phenotypic and population genomic data on black alder *Alnus glutinosa*. *Journal of applied ecology*, 51(5), 1218-1227.

De Schrijver, A. (2017). *Cursus Natuurbeheer*.

- De Schrijver, A., De Frenne, P., Ampoorter, E., Van Nevel, L., Demey, A., Wuyts, K., Verheyen, K., (2011). Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 803–816.
- De Schrijver, A., De Mey, A., De Frenne, P., Schelfhout, S., Vergeynst, J., De Smedt, P., Verheyen, K., (2013a). Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur.focus* 12, 92–102.
- De Schrijver, A., Demey, A., De Frenne, P., Schelfhout, S., Vergeynst, J., De Smedt, P., & Verheyen, K. (2013). Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *NATUUR. FOCUS*, 12(3), 92-102.
- De Schrijver, A., Schelfhout, S., Demey, A., Raman, M., Baeten, L., De Groote, S., . . . Verheyen, K. (2013). Natuurherstel op landbouwgrond: fosfor als bottleneck 145-153. Retrieved from
- De Schrijver, A., Schelfhout, S., Demey, A., Raman, M., Baeten, L., De Groote, S., Mertens, J., Verheyen, K., (2013b). Natuurherstel op landbouwgrond: fosfor als bottleneck. *Natuur.focus* 12, 145–153.
- De Schrijver, A., Schelfhout, S., Verheyen, K., (2013c). Onderzoek naar mogelijkheden voor natuurontwikkeling in de depressie van de Moervaart in relatie tot fosfor. Universiteit Gent. Vakgroep Bos-en Waterbeheer.
- Demey, A., Aerts, N., De Buysere, F., De Schrijver, A., Verheyen, K., (2015). Smeetshof: bodemkwaliteit en afgraving als verfijning van de grensoverschrijdende visie. Melle-Gontrode.
- Demey, A., Ameloot, E., De Schrijver, A., Staelens, J., Hermy, M., Boeckx, P., Verheyen, K., (2013). Sleutelrol voor halfparasieten in de biogeochemie van soortenrijke graslanden. *Natuur. Focus* 12, 69–76.
- Demey, A., De Schrijver, A., Schelfhout, S., Verheyen, K., (2014). NIP Fondatie-Heernisse: Expertadvies vegetatieontwikkeling. Melle-Gontrode.
- Dewyspelaere, J., Palmans, R., (2015). Altenbroek: een natuurreserveaat in de dalen van Noor en Voer. *levende Nat.* 116, 231–235.
- Diekmann, M., Jandt, U., Alard, D., Bleeker, A., Corcket, E., Gowing, D.J.G., Stevens, C.J., Dupré, C., (2014). Long-term changes in calcareous grassland vegetation in North-western Germany – No decline in species richness, but a shift in species composition. *Biol. Conserv.* 172, 170–179.
- Dochy, O., Bauwens, D., Maes, D., Adriaens, T., Vrielynck, S., & Decler, K. (2007). Prioritaire en symboolsoorten voor soortbescherming in West-Vlaanderen Retrieved from
- Donath, T. W., Bissels, S., Hölzel, N., & Otte, A. (2007). Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice—Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation*, 138(1), 224-234.
- Dorland, E., Bobbink, R., & Roelofs, J. G. M. (2001). Overleving van Valkruid na herintroductie. *Vakblad Natuurbeheer*, 40, 137-139.
- Dorland, E., Bobbink, R., Brouwer, E., Peters, C. J. H., van der Ven, P. J. M., Vergeer, P., . . . Roelofs, J. G. M. (2000). Herintroductie en bekalking van het inzijsgebied: aanvulling bij effectgerichte maatregelen tegen eutrofiëring en verzuring in heischrale milieus. Leerstoelgroep Landschapsecologie, Universiteit Utrecht/Afdeling Aquatische Oecologie en Milieubiologie/Katholieke Universiteit Nijmegen, Utrecht/Nijmegen. 118p.
- Dupouey, J.L., Dambrine, E., Laffite, J.D., Moares, C., (2002). Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83, 2978–2984. doi:10.1890/0012-9658(2002)083[2978:IIOPLU]2.0.CO;2

- Duru, M., Ducrocq, H., (1997). A nitrogen and phosphorus herbage nutrient index as a tool 47, 59–69.
- Duru, M., Théliér Huché, L., (1997). N and P–K status of herbages: use for diagnosis of grasslands, in: INRA (Ed.), Diagnostic Procedures for Crop N Management. Les Colloques de l'Inra. pp. 125–138.
- Ecopedia, (2016). Europees beschermdde natuur: graslanden en ruigten [WWW Document]. URL http://ecopedia.be/europees_beschermde_natuur/grasland_en_ruigte (accessed 11.12.16).
- Edwards, A. R., Mortimer, S. R., Lawson, C. S., Westbury, D. B., Harris, S. J., Woodcock, B. A., & Brown, V. K. (2007). Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological conservation*, 134(3), 372-382.
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., Smith, J.E., (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.* 10, 1135–1142. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x
- Fagan, K.C., Pywell, R.F., Bullock, J.M., Marrs, R.H., (2008). Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *J. Appl. Ecol.* 45, 1293–1303.
- Fagan, K.C., Pywell, R.F., Bullock, J.M., Marrs, R.H., (2010). The seed banks of English lowland calcareous grasslands along a restoration chronosequence. *Plant Ecol.* 208, 199–211.
- Falk, D. A., & Holsinger, K. E. (1991). Appendix. Genetic sampling guidelines for conservation collections of endangered plants. *Genetics and Conservation of Rare Plants*. Oxford University Press, New York, New York, USA.
- Fartmann, T., Borchard, F., Buchholz, S., (2015). Montane heathland rejuvenation by choppering—Effects on vascular plant and arthropod assemblages. *J. Nat. Conserv.* 28, 35–44. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2015.08.004>
- Fischer, L. K., von der Lippe, M., Rillig, M. C., & Kowarik, I. (2013). Creating novel urban grasslands by reintroducing native species in wasteland vegetation. *Biological Conservation*, 159, 119-126.
- Frouz, J., Van Diggelen, R., Pižl, V., Starý, J., Háněl, L., Tajovský, K., Kalčík, J., (2009). The effect of topsoil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure, and cellulose decomposition: implications for ecosystem restoration. *Biodivers. Conserv.* 18, 3963–3978. doi:10.1007/s10531-009-9692-5
- Geertsma, B. (2013). Analyse soortenbeleid. Overzicht evaluatie, toekomstvisie & FAQs. Nota dienst Beleid Natuurpunt Retrieved from
- Gilbert, J., Gowing, D., Wallace, H., (2009). Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: Assessment methods and community tolerances. *Biol. Conserv.* 142, 1074–1083.
- Godefroid, S., & Ensslin, A. (2017). Herintroductie van plantensoorten: Een toekomstgerichte instandhoudingsmaatregel *Natuur.focus* 16(1), 32-39.
- Godefroid, S., & Vanderborght, T. (2011). Plant reintroductions: the need for a global database. *Biodiversity and conservation*, 20(14), 3683-3688.
- Godefroid, S., Piazza, C., Rossi, G., Buord, S., Stevens, A.-D., Aguraiuja, R., . . . Iriondo, J. M. (2011). How successful are plant species reintroductions? *Biological Conservation*, 144(2), 672-682.
- Godefroid, S., Vanderborght, T., 2011. Plant reintroductions: the need for a global database. *Biodivers. Conserv.* 20, 3683–3688. doi:10.1007/s10531-011-0120-2
- Gowing, D.J., Tallowin, J.R.B., Dise, N.B., Goodyear, J., Dodd, M.E., Lodge, R.J., (2002). A review of the ecology , hydrology and nutrient dynamics of floodplain meadows in England working today for nature tomorrow, English Nature Research Report.

- Grime, J.P., (1973). Control of species density in herbaceous vegetation. *J. Env. Manag.*
- Guerrant Jr, E. O. (2012). Characterizing two decades of rare plant reintroductions. In *Plant Reintroduction in a Changing Climate* (pp. 9-29): Springer.
- Güsewell, S., (2004). N:P ratios in terrestrial plants: Variation and functional significance. *New Phytol.* 164, 243–266. doi:10.1111/j.1469-8137.2004.01192.x
- Gybels, R., Viaene, J., Vandervelden, J., Reubens, B., Vandecasteele, B., (2013). Biomassa als bodemverbeteraar - Onderzoek naar de toepassing van beheerresten als bodemverbeteraar.
- Gybels, R., Wouters, R., Schuurmans, B., Verbeke, W., (2012). Houtige biomassa voor energie in Limburg. Eindrapport van het MIP2-project "Limburgs groen voor een groene economie".
- Harpole, W.S., Ngai, J.T., Cleland, E.E., Seabloom, E.W., Borer, E.T., Bracken, M.E.S., Elser, J.J., Gruner, D.S., Hillebrand, H., Shurin, J.B., Smith, J.E., (2011). Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecol. Lett.* 14, 852–862. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01651.x
- Hautier, Y., Niklaus, P.A., Hector, A., (2009). Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. *Science* (80-.). 324, 636–638.
- Hayes, M. J., & Sackville Hamilton, N. R. (2001). The effect of sward management on the restoration of species-rich grassland: a reassessment of IGER's grassland restoration experiment, Trawsgoed. Countryside Council for Wales Contract Science Report(438).
- Grootjans, A.P., A.S. Adams, H.P J. Huiskes & N.A.C. Smits (2011b). Herstelstrategie H2190C: Vochtige duinvalleien (ontkalkt). Versie 10-11-11.
- Hayes, M. J., Sackville Hamilton, N. R., Tallowin, J. R. B., Buse, A., & Davies, O. (2000). Methods of enhancing diversity in upland environmentally sensitive area swards. Report to the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (BD1424), Institute of Grassland and Environmental Research, Aberystwyth.
- Hedberg, P., & Kotowski, W. (2010). New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation*, 18(4), 304-308.
- Hennekens, S.M., Smits, N.A.C., Schaminée, J.H.J., (2010). SynBioSys Nederland versie 2.
- Herr, C., De Becker, P., Hens, M., 2011. Ecohydrologisch en bodemkundig onderzoek i.f.v. herstelmaatregelen aan Achelse Kluis. Brussels, Belgium.
- Hopkins, A., Pywell, R. F., Peel, S., Johnson, R. H., & Bowling, P. J. (1999). Enhancement of botanical diversity of permanent grassland and impact on hay production in Environmentally Sensitive Areas in the UK. *Grass and Forage Science*, 54(2), 163-173.
- Houtmeyers, S., Van Broeckhoven, E Vandenbroucke, A., Vergeynst, J., (2013). Zoektocht naar referentiewaarden voor het herstel van soortenrijke natuur. Universiteit Gent.
- Huybrechts, W., De Becker, P., Callebaut, J., De Bie, E., (2009). Database Flanders Wetland Sites (FlaWet1.0). Brussel.
- IUCN. (1998). Guidelines for re-introductions. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- Jacquemyn, H., Brys, R., Ceulemans, T., & Van Landuyt, W. (2016). Herintroductie van orchideeën: Een efficiënte manier om onze inheemse orchideeënflora te behouden?15(3), 121-129. Retrieved from Janicka, M. (2016). THE EVALUATION OF SOIL SEED BANK IN TWO Arrhenatherion MEADOW HABITATS IN CENTRAL POLAND. *Acta Scientiarum Polonorum. Agricultura*, 15(4).

Jones, L., Stevens, C., Rowe, E.C., Payne, R., Caporn, S.J.M., Evans, C.D., Field, C., Dale, S., (2016). Can on-site management mitigate nitrogen deposition impacts in non-wooded habitats? *Biol. Conserv.* doi:10.1016/j.biocon.2016.06.012

Kardol, P., Van der Wal, A., Bezemer, T. M., De Boer, W., & Van der Putten, W. H. (2009). Ontgronden en bodembeestjes: geen gelukkige combinatie. *De levende natuur*, 110(1), 57.

Kemmers, R.H., Jansen, P.C., Delft, S.P.J. van, (2001). Waterbeheer en indirecte eutrofiëring: effecten op het Weidekervelgrasland (*Sanguisorbo-Silaetum*) in de Hengstpolder nabij Sliedrecht. Wageningen, The Netherlands.

Kiehl, K. (2010). Plant species introduction in ecological restoration: Possibilities and limitations. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 281-284.

Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L., & Hölzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects—Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 285-299.

Kiehl, K., Thormann, A., Pfadenhauer, J., (2006). Evaluation of Initial Restoration Measures during the Restoration of Calcareous Grasslands on Former Arable Fields. *Restor. Ecol.* 14, 148–156.

Kimseed. (2017). Seed Collection / Harvesting Equipment.

Klooker, J., Diggelen, R. van., Bakker, J.P., (1999). Natuurontwikkeling op minerale gronden: ontgronden: nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten? RUG, Laboratorium voor Plantenoecologie, Groningen.

Koerselman, W., Verhoeven, J.T.A., (1995). Eutrophication of fen ecosystems: external and internal nutrient sources and restoration strategies. *Restor. Temp. Wetl.* 91, 112.

Kooijman, A. M., H. Noordijk, A. van Hinsberg, & C. Cusell (2009). Stikstofdepositie in de duinen - een analyse van N-depositie, kritische niveaus, erfenissen uit het verleden en stikstofefficiëntie in verschillende duinzones. Universiteit van Amsterdam & Planbureau voor de Leefomgeving. 56 p.

Kooijman, A. M., M. Besse, R. Haak, J.H. Boxtel, H. Esselink, C. ten Haaf, M. Nijssen, M. van Til & C. van Turnhout (2005). Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen. "Eindrapport fase 2". Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Rapport DK nr. 2005/dk008-O. 158 p.

Kooijman, A.M., A.P. Grootjans, M. van Til & E. van der Spek (2004). Aantastingen in droge en natte duinen: dezelfde oorzaken, verschillende gevolgen? In: Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit (eds. G. A. van Duinen, R. Bobbink, C. van Dam, H. Esselink, R. Hendriks, M. Klein, A.M. Kooijman, J. Roelofs & H. Siebel), pp. 171-187. EC-LNV, Ede. Olf, H. & S.F. Boersma 1998. Lange termijn veranderingen in de konijnenstand van Nederlandse duingebieden. Oorzaken en gevolgen voor de vegetatie. Rapport Landbouwuniversiteit Wageningen. Kooijman A.M., Besse M. & Haak R. 2000. Effectgericht maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in open droge duinen. Rapport Universiteit van Amsterdam.

Kooijman, A. M., J.C.R. Dopheide, J. Sevink, I. Takken & J. M. Verstraten (1998). Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology* 86: 511-526.

Koopmans, G.F., Chardon, W.J., Ehlert, P. a I., Dolfing, J., Suurs, R.A.A., Oenema, O., van Riemsdijk, W.H., (2004). Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *J. Environ. Qual.* 33, 965–975. doi:10.2134/jeq2004.0965

Korevaar, H., & Geerts, R. (2009). Re-introduction of grassland species still successful after a decade. *Grassland Science in Europe*, 14, 497-500.

- Lamers L.P.M., Thomassen H.B.M. & Roelofs J.G.M. Sulfate-Induced Eutrophication and Phytotoxicity in Freshwater Wetlands (1998). *Environmental Science and Technology* 32(2): 199-205
- Lammerts, E.J. & A.P. Grootjans (1997). Nutrient deficiency in dune slack pioneer vegetation: a review. *Journal of Coastal Conservation* 3: 78-94.
- Lammerts E.J., D.M. Pegtel, A.P. Grootjans & A. van der Veen (1999). Nutrient limitation and vegetation change in a coastal dune slacks. *Journal of Vegetation Science* 10:11–122.
- Lepš, J., Doležal, J., Bezemer, T. M., Brown, V. K., Hedlund, K., Igual, A. M., . . . Peix Geldart, A. (2007). Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science*, 10(1), 97-110.
- Liebisch, F., Bünemann, E.K., Huguenin-Elie, O., Jeangros, B., Frossard, E., Oberson, A., (2013). Plant phosphorus nutrition indicators evaluated in agricultural grasslands managed at different intensities. *Eur. J. Agron.* 44, 67–77. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2012.08.004>
- Loeb, R., & Weijters, M. (2013). Introductie van soorten via maaisel na herinrichting: ongeduld of wijsheid? *De Levende Natuur*, 114(4), 157-159.
- Loeb, R., Kuijpers, L., Peters, R.C.J.H., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M., (2009). Nutrient limitation along eutrophic rivers? Roles of N, P and K input in a species-rich floodplain hay meadow. *Appl. Veg. Sci.* 12, 362–375. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01034.x
- Lucassen, E., Smolders, A., Gerats, R., Brouwer, E., van den Munckhof, P., Roelofs, J., (2008). Het herstel van de Valkenbergvennen vanuit voormalige landbouwgronden. *levende Nat.* 109, 163–168.
- Maes, D., & Van Dyck, H. (1996). Een gedocumenteerde Rode lijst van de dagvlinders van Vlaanderen. *Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud*, 1, 1-154.
- Marrs, R.H., 1993. Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions, in: *In: Advances in Ecological Research. Volume 24.* Academic Press, pp. 241–300.
- Mclauchlan, K., (2007). The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients : A Review 1364–1382. doi:10.1007/s10021-005-0135-1
- Mergeay, J., & De Meester, L. (2010). (Her) introducties en rationaliteit in het natuurbeheer. *Natuur. focus*, 9, 124-127.
- Mládková, P., Mládek, J., Hejduk, S., Hejcman, M., Cruz, P., Jouany, C., Pakeman, R.J., (2015). High-nature-value grasslands have the capacity to cope with nutrient impoverishment induced by mowing and livestock grazing. *J. Appl. Ecol.* 52, 1073–1081. doi:10.1111/1365-2664.12464
- Mulier, A., Hofman, G., Baecke, E., Carlier, L., De Brabander, D., De Groote, G., De Wilde, R., Fiems, L., Janssens, G., Van Cleemput, O., Herck, Van, A., Van Huylenbroeck, G., Verbruggen, I., (2003). A methodology for the calculation of farm level nitrogen and phosphorus balances in Flemish agriculture. *Natuurmonumenten.* (2013). Verhuizing van blauwgrasland succesvol verlopen. Retrieved from
- Niemeyer, M., Niemeyer, T., Fottner, S., Härdtle, W., Mohamed, A., 2007. Impact of sod-cutting and choppering on nutrient budgets of dry heathlands. *Biol. Conserv.* 134, 344–353. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.07.013>
- Niinemets, Ü., Kull, K., (2005). Co-limitation of plant primary productivity by nitrogen and phosphorus in a species-rich wooded meadow on calcareous soils. *Acta Oecologica* 28, 345–356.
- NSW Government - Department of Primary Industries. (2017). Methods of seed harvesting.
- Oelmann, Y., Broll, G., Hölzel, N., Kleinebecker, T., Vogel, A., Schwartz, P., (2009). Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet

grasslands of north-western Germany. *Biol. Conserv.* 142, 2941–2948. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.021>

Oomes, M.J.M., (1992). Yield and species density of grasslands during restoration management. *J. Veg. Sci.* 3, 271–274. doi:10.2307/3235690

Oosterbaan, A., de Jong, J., Kuiters, A., (2008). Vernieuwing in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden. Wageningen, The Netherlands.

Pavlu, V., Schellberg, J., Hejcman, M., (2011). Cutting frequency vs. N application: effect of a 20-year management in *Lolio-Cynosuretum* grassland. *Grass Forage Sci.* 66, 501–515. doi:10.1111/j.1365-2494.2011.00807.x

Périé, C., Ouimet, R., (2008). Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Can. J. Soil Sci.* 88, 315–325. doi:10.4141/CJSS06008

Perring, M., Edwards, G., de Mazancourt, C., (2009). Removing Phosphorus from Ecosystems Through Nitrogen Fertilization and Cutting with Removal of Biomass. *Ecosystems* 12, 1130–1144.

Primack, R., & Drayton, B. (1997). The experimental ecology of reintroduction. *Plant Talk*, 11, 25-28.
Raman, M. et al., n.d. Unpublished data. Brussel.

Roger-Estrade, J., Anger, C., Bertrand, M., Richard, G., (2010). Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. *Soil Tillage Res.* 111, 33–40. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.08.010>

Rymen, J., & Verdonckt, P. (2010). Graslanden. In *Cursus Leren beheren*.

Santamaría, L., Figuerola, J., Pilon, J. J., Mjelde, M., Green, A. J., De Boer, T., . . . Gornall, R. J. (2003). Plant performance across latitude: the role of plasticity and local adaptation in an aquatic plant. *Ecology*, 84(9), 2454-2461.

Sattari, S.Z., Bouwman, A.F., Giller, K.E., van Ittersum, M.K., (2012). Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 6348–6353.

Schaffers, A.P., (2002). Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation – Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecol.* 158, 247–268. doi:10.1023/A:1015545821845

Schaminée J.H.J., Stortelder A.H.F. & Weeda E.J. (1996). *De Vegetatie van Nederland. Deel 3: Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden.* Opulus, Uppsala, 356 p.

Schaminée, J., Sykora, K., Smits, N., & Horsthuis, M. (2010). *Veldgids Plantengemeenschappen van Nederland.* Zeist: KNNV Uitgeverij.

Schelfhout S, De Schrijver A, Verheyen K, De Beelde R, Haesaert G, Mertens J (accepted/in press) Phosphorus mining efficiency declines with decreasing soil P concentration and varies across crop species. *International Journal of Phytoremediation*

Schelfhout S, De Schrijver A, Verheyen K, Haesaert G, Mertens J (in preparation) Ecological restoration on former fertilized land: P-mining versus mowing”

Schelfhout, S., De Schrijver, A., De Bolle, S., De Gelder, L., Demey, A., Du Pré, T., De Neve, S., Haesaert, G., Verheyen, K., Mertens, J., (2015). Phosphorus mining for ecological restoration on former agricultural land. *Restor. Ecol.* n/a-n/a.

Schelfhout, S., De Schrijver, A., Mertens, J., Demey, A., De Block, M., Herr, C., . . . Verheyen, K. (2014). Natuurontwikkeling op landbouwgrond: herstelmaatregelen 39-47. Retrieved from Schelfhout, S., De Schrijver, A., Mertens, J., Demey, A., De Block, M., Herr, C., De Smedt, P., Verheyen, K., (2014). Natuurontwikkeling op landbouwgrond: herstelmaatregelen. *Natuur.focus* 13, 31–39.

- Schippers, W., Bax, I., & Gardenier, M. (2012). *Veldgids ontwikkelen van kruidenrijk grasland*. Ede.
- Schippers, W., Bax, I., Gardenier, M., (2012). *Ontwikkelen van kruidenrijk grasland*. Utrecht : Aardewerk advies.
- Schrijver, A. De, Schelfhout, S., Verheyen, K., (2013). *Bodemonderzoek naar de potenties voor herstel en ontwikkeling van soortenrijk grasland Bos van AAA*. Melle-Gontrode.
- Schrijver, A. De, Wuyts, K., Schelfhout, S., Staelens, J., Verstraeten, G., Verheyen, K., (2012). *Verzuring van terrestrische ecosystemen*. *Natuur.focus* 11, 137–143.
- Sharma, N.C., Starnes, D.L., Sahi, S. V, (2007). *Phytoextraction of excess soil phosphorus*. *Environ. Pollut.* 146, 120–127. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.06.006>
- Sival, F., Kemmers, R., Vlieger, W. de, Jong, B. de, (2009). *Vegetatieontwikkeling en Pitrusdominantie op voormalige landbouwgronden in het Geeserstroombied*. Wageningen, The Netherlands.
- Provoost S. (2017). *PAS-gebiedsanalyse in het kader van herstelmaatregelen voor BE2500001 Duingebieden inclusief IJzermonding en Zwin in prep.*
- Raman M., De Keersmaeker L., Denys L., Leyssen A., Provoost S., Vandevoorde B. et al. (2015). *Bepaling van het gunstig abiotisch bereik voor Europese habitattypen in Vlaanderen. Verkenning van de in 2015 beschikbare informatie. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (in voorbereiding).
- Remke, E.S. (2010). *Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands*. Thesis Radboud University Nijmegen, 14 January 2010. 165 pp.
- Sival, F.P. & A.P. Grootjans (1996). *Seasonal variation in buffering capacity of a dune slack in relation to organic matter, nitrogen pool and vegetation*. *Vegetatio* 126: 39-50.
- Smith, K.A., Chalmers, A.G., Chambers, B.J., Christie, P., (1998). *Organic manure phosphorus accumulation, mobility and management*. *Soil Use Manag.* 14, 154–159. doi:10.1111/j.1475-2743.1998.tb00634.x
- Smith, R. S., Shiel, R. S., Millward, D., & Corkhill, P. (2000). *The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: an 8-year field trial*. *Journal of Applied Ecology*, 37(6), 1029-1043.
- Smits, N.A.C. & A.M. Kooijman *Herstelstrategie (2012a)*. H2130A: Grijze duinen (kalkrijk) Versie april 2012.
- Smits, N.A.C., Willems, J.H., Bobbink, R., (2008). *Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands*. *Appl. Veg. Sci.* 11, 279–286.
- Smolders, A., Lucassen, E., Tomassen, H., Lamers, L., Roelofs, J., (2006). *De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer*. *Vakbl. Nat. Bos Landsch.* April, 5–11. doi:10.1063/1.3033202
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Van Der Aalst, M., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M., (2008). *Decreasing the Abundance of Juncus effusus on Former Agricultural Lands with Noncalcareous Sandy Soils: Possible Effects of Liming and Soil Removal*. *Restor. Ecol.* 16, 240–248. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00267.x
- Smulders, M. J. M., Arens, P. F. P., Jansman, H. A. H., Buiteveld, J., Bruinderink, G. G., & Koelewijn, H. P. (2006). *Herintroduceren van soorten, bijplaatsen of verplaatsen: een afwegingskader*. Retrieved from *Staatsbosbeheer (2016)*. *Standaardkostprijs directe werkzaamheden Terreinbeheer voor gezamenlijke TBO's*.
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J., (2004). *Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands*. *Science* (80-.). 303, 1876–1879.

Storkey, J., Macdonald, A.J., Poulton, P.R., Scott, T., Köhler, I.H., Schnyder, H., Goulding, K.W.T., Crawley, M.J., (2015). Grassland biodiversity bounces back from long-term nitrogen addition. *Nature* 528, 401–404.

SynBioSys, (2016). Beschermde natuur in Nederland: profielen habitattypen en soorten. [WWW Document]. URL <http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase.aspx?subj=profielen> (accessed 11.12.16).

Teboh, J.M., Franzen, D.W., (2011). Buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench) Potential to Contribute Solubilized Soil Phosphorus to Subsequent Crops. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 42, 1544–1550. doi:10.1080/00103624.2011.581724

Thomaes, A., De Keersmaecker, L., Van Calster, H., De Schrijver, A., Vandekerckhove, K., Verstraeten, G., Verheyen, K., (2012). Diverging effects of two contrasting tree species on soil and herb layer development in a chronosequence of post-agricultural forest. *For. Ecol. Manage.* 278, 90–100.

Thompson, K., Bakker, J. P., & Bekker, R. M. (1997). *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity* (Vol. 1): Cambridge university press.

Tilley, M., (2013). Karakterisatie van de nutriëntentoestand en de impact van maaibeheer in halfnatuurlijke graslanden.

Tilman, D., (1997). Mechanisms of Plant Competition, in: Crawley, M. (Ed.), *Plant Ecology*. Blackwell Science, Oxford, England, pp. 239–261.

Tilman, D., Isbell, F., (2015). Biodiversity: Recovery as nitrogen declines. *Nature* 528, 336–337.

Tits, M., Elsen, A., Deckers, S., Boon, W., Bries, J., Vandendriessche, H., 2016. Bodemvruchtbaarheid van de akkerbouw- en weilandpercelen in België en noordelijk Frankrijk (2012-2015). Bodemkundige Dienst van België.

Trueman, I., Mitchell, D., & Besenyi, L. (2007). The effects of turf translocation and other environmental variables on the vegetation of a large species-rich mesotrophic grassland. *Ecological Engineering*, 31(2), 79-91.

Turner, B.L., (2008). Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. *J. Ecol.* 96, 698–702. doi:10.1111/j.1365-2745.2008.01384.x

Van De Riet, B.P., Barendregt, A., Brouns, K., Hefting, M.M., Verhoeven, J.T.A., (2010). Nutrient limitation in species-rich *Calthion* grasslands in relation to opportunities for restoration in a peat meadow landscape. *Appl. Veg. Sci.* 13, 315–325. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01070.x

Van Den Berge, K. (2004). Sleutel inzake afweging herintroductie en introductie *Natuur.focus* 3(1), 24-25.

Van der Salm 1989. Zuurneutralisatie in arme zandgronden. FGBL rapport nr 36. UvA, 57 p.

Van Dobben, H.F., Bobbink, R., Bal, D., van Hinsberg, A., (2012). Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000.

Van Duren, I.C., Pegtel, D.M., (2000). Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows: evaluation of methods and results. *Plant Soil* 220, 35–47.

van Eekeren, N., Iepema, G., Smeding, F.W., (2007). Natuurherstel in grasland door klaver en kalibemesting. *levende Nat.* 108, 27–31.

van Gerven L.P.A., Hendriks R.F.A., Harmsen J., Beumer V., Bogaart P.W., (2011). Nalevering van fosfor naar het oppervlaktewater vanuit de waterbodem: Metingen in een veengebied in de Krimpenerwaard, Wageningen, Alterra.

van Oorschot, M., Hayes, C., van Strien, I., (1998). The influence of soil desiccation on plant production, nutrient uptake and plant nutrient availability in two French floodplain grasslands. *Regul. Rivers Res. Manag.* 14, 313–327.

doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199807/08)14:4<313::AID-RRR506>3.0.CO;2-U

Van Uytvanck, J., De Blust, G., (2012). Handboek voor beheerders: Europese natuurdoelstellingen op het terrein: Deel I. Habitats. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)/Lannoo, Brussel.

Van Uytvanck, J., Goethals, V., (2014). Handboek voor beheerders: Europese natuurdoelstellingen op het terrein: Deel II. Soorten. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)/Lannoo, Brussel.

Van Wiele, B. (2014). Algemene inleiding op de erfelijkheidsleer - genetica van plant en dier

Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A., & Smith, B. (2010). A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 300-311.

Vander Mijnsbrugge, K., Coart, E., Beeckman, H., & Van Slycken, J. (2003). Conservation measures for autochthonous oaks in Flanders. *Forest Genetics*, 10(3), 207-217.

Vanreusel, W., & Verheyen, K. (2003). Spelregels voor herintroductie van soorten: de lokale aanpak *Natuur.focus* 2(4), 157-160.

Venterink, H.O., van der Vliet, R.E., Wassen, M.J., (2001). Nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows. *Plant Soil* 234, 171–179. doi:10.1023/A:1017922715903

Vereniging Natuurmonumenten. (2014). Richtlijn herintroductie planten. Retrieved from 's Graveland: Verhagen, R., Klooker, J., Bakker, J.P., van Diggelen, R., (2001). Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. *Appl. Veg. Sci.* 4, 75–82. doi:10.1111/j.1654-109X.2001.tb00236.x

Verhagen, R., van Diggelen, R., Bakker, J.P., (2004). Ontgronden van voormalige landbouwgronden : welk resultaat na tien jaar voor de vegetatie? *levende Nat.* 105, 44–50.

Vlaamse Landmaatschappij 2017. Natuurinrichting Schuddebeurze, projectrapport. VLM en ANB, Brugge, 147 p.

Vlaamse Milieumaatschappij, (2015). Verzurende en vermestende luchtverontreiniging in Vlaanderen - jaarrapport 2014.

Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J., & Pywell, R. F. (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological conservation*, 119(1), 1-18.

Wallis de Vries, M.F., Bobbink, R., Brouwer, E., Huskens, K., Verbaarschot, E., Versluijs, R., Vogels, J.J., (2014). Drukbegrazing en Chopperen als Alternatieven voor Plaggen van Natte Heide: effecten op korte termijn en evaluatie van praktijkervaringen. Den Haag.

Wassen, M.J., Olde Venterink, H., Lapshina, E.D., Tanneberger, F., (2005). Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547–550. doi:10.1038/nature03950

Wassen, M.J., Venterink, H.O., Lapshina, E.D., Tanneberger, F., (2005). Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437, 547–550.

Williams, E. D. (1983). Effects of temperature fluctuation, red and far-red light and nitrate on seed germination of five grasses. *Journal of Applied Ecology*, 923-935.

Wubs, E.R.J., van der Putten, W.H., Bosch, M., Bezemer, T.M., (2016). Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. *Nat. Plants* 2, 16107.

Zwaenepoel, A. ,Van Nieuwenhuysse, H., Provoost, S.,Lambrechts, J., Verbelen, D., Steeman, R., Cosyns, E., Feys, S., Herr, C., Jacobs, M., Lewylle, I., Vandendriessche, B., Van de Sijpe, M., Quartier, J., Van Gompel, W., Vercruyssen, W. & Willems, W. (2016). Gebiedsvisie voor de Binnenduinen van Knokke met inbegrip van een beheerplan voor de Hazegrasduinen. WVI, INBO & Natuurpunt Studie i.o.v. het ANB, 524 p.