

NIP FONDATIE-HEERNISSE: *EXPERTENADVIES VEGETATIEONTWIKKELING*

Eindrapport

Andreas DEMEY, An DE SCHRIJVER, Stephanie SCHELFHOUT & Kris VERHEYEN

Opdrachtgever: VLM Oost-Vlaanderen



Foto: Stephanie Schelfout



Wijze van refereren:

Demey A., De Schrijver A., Schelfhout S. & Verheyen K. (2014) NIP Fondatie-Heernisse: Expertenadvies vegetatieontwikkeling. Studie uitgevoerd in opdracht van VLM Oost-Vlaanderen

Contact:

Labo Bos & Natuur (ForNaLab)

Geraardsbergsesteenweg 267

9090 Melle-Gontrode

+3292649027

Dankwoord

Deze studie kwam tot stand met de hulp van verschillende mensen. Het INBO (in het bijzonder Floris Vanderhaeghe) wensen wij te bedanken voor het verzamelen en aanleveren van referentiedata uit het lopende standplaatsonderzoek. Het PCM (in het bijzonder Rudi Tanghe) willen we bedanken voor de deskundige ondersteuning en het ter beschikking stellen van materiaal voor staalname. De laboranten (Luc en Greet) en techniekers (Kris en Filip) van ForNaLab. De opdrachtgever (VLM Oost-Vlaanderen) voor de fijne samenwerking, in het bijzonder Ria De Deyn, Carole Ampe, Jan De Bie en Jeroen D'Heer. En natuurlijk de conservators van de Moervaartmeersen (Tom Neels) en de Fondatie (Kristof Scheldeman), alsook de voltallige stuurgroep.

Inhoudsopgave

Dankwoord	i
Inhoudsopgave	ii
I. Inleiding en doelstelling.....	1
II. Studiegebied.....	2
III. Abiotiek: bodem	4
IV. Abiotiek: grondwater.....	36
V. Abiotiek: oppervlaktewater.....	44
VI. Vegetatie.....	47
VII. Link Vegetatie en hydrologie.....	57
VIII. Link Vegetatie en Bodem.....	58
IX. Maatregelen voor verschraling.....	66
X. Globale bespreking.....	89
Referenties	99

I. Inleiding en doelstelling

Het natuurinrichtingsproject Fondatie-Heernisse situeert zich op het grondgebied van de stad Sint-Niklaas en heeft een oppervlakte van ongeveer 450 ha. Het gebied maakt deel uit van de Moervaartdepressie en situeert zich ten zuiden van het kanaal van Stekene en ten oosten van de Moervaart; in het zuiden en oosten wordt het gebied begrensd door dekzandgebied. Het gebied is interessant op ecologisch, landschappelijk en recreatief vlak. Het zijn erkende reservaten en/of zijn beschermd door verscheidene wettelijke afbakeningen en andere beleidsinstrumenten op Europees (SBZ-H), Vlaams (VEN, erkend natuurreservaat, beschermde landschappen, groene gewestplanbestemmingen), provinciaal (bekkenbeheersplannen) en gemeentelijk niveau (structuurplan,...). Voor het gebied is nog geen natuurrichtplan opgesteld.

De doelstelling van het natuurinrichtingsproject is lokaal natuurinrichtingsmaatregelen uit te voeren voor de realisatie van de beoogde natuurstreefbeelden. Het natuurherstel en de natuurstreefbeelden in het natuurinrichtingsproject en dus ook voor deze onderzoeksopdracht "expertenadvies vegetatieontwikkeling" zijn gericht op :

- herstel en uitbreiding van de habitats binnen de Europese context van speciale beschermingszones (oa 91E0* elzenbroek, 6410 blauwgraslanden, 6430 voedselrijke ruigtes en 6510 laag gelegen schraal grasland) en het versterken van de regionaal belangrijke biotopen (dotterbloemgrasland, rietland en grote zeggenvegetatie). De prioriteit van dit expertenadvies is de ontwikkeling van blauwgraslanden. Indien dit niet mogelijk is komen andere habitats of regionaal belangrijke biotopen in aanmerking.
- Herstel van goed ontwikkelde waterpartijen met fonteinkruiden (3150): hier is geen uitbreiding vooropgesteld, wel een habitatverbetering.

Deze opdracht 'expertenadvies vegetatieontwikkeling' wordt uitgevoerd ter voorbereiding van de opmaak van het projectrapport in functie van natuurinrichting. Deze studie heeft als doelstelling de leemtes in de kennis op te vullen betreffende het nutriëntengehalte in de bodem, de samenstelling van het oppervlaktewater en het grondwater en de relatie tussen de bodem en waterkwaliteit ifv de na te streven natuurdoeltypes. De studie moet resulteren in een expertenadvies voor het herstel van de natuurstreefbeelden met inachtnaam van abiotische en biotische randvoorwaarden. De resultaten van deze studie zullen gebruikt worden voor de realisatie van concrete inrichtingsmaatregelen binnen het natuurinrichtingsproject.

De meeste percelen die momenteel een natuurstreefbeeld hebben, zijn tot over enkele jaren in landbouwgebruik geweest zodat men kan verwachten dat de nutriëntengehaltes in bodem en water een beperkende factor zullen zijn voor de vegetatieontwikkeling van beoogde habitats. Sommige van deze percelen zijn aangekocht door een natuurvereniging en kennen een natuurbeheer van maaien en afvoeren en/of begrazing. Verschillende jaren natuurbeheer levert resultaten op, maar de vraag rijst of bepaalde habitats, met name blauwgraslanden, hier effectief ook volwaardig kunnen ontwikkelen.

Binnen deze studie wordt onderzocht of er mogelijkheden bestaan om habitats uit de instandhoudingsdoelstellingen te ontwikkelen (biotisch en abiotisch), met blauwgrasland als prioritair habitatype. Tevens dient ook per studielocatie het naburige oppervlaktewater waarmee zal opgestuwd worden, onderzocht te worden op de vereiste parameters om de beoogde vegetaties

te krijgen. Er worden ook waterpartijen onderzocht naar de nutriëntenbalans van het water ivf de ontwikkeling van watervegetatie met fonteinkruiden.

Voor het projectgebied is een ecohydrologische studie (Vanderhaeghe et al. 2010) uitgevoerd waarbij aan de hand van het voorspellingsmodel 'Duraveg' het potentiële voorkomen van de vegetaties is berekend. De berekening van deze potenties is enkel gebaseerd op fysische bodemkenmerken en grondwaterstanden waarbij verondersteld werd dat aan alle andere randvoorwaarden voor de specifieke vegetaties werd voldaan. In de studie wordt uitgegaan van het scenario waarbij grachten in de aandachtszone verondiept worden tot 20 cm onder het maaiveld. Voor de Moervaartmeersen wordt een peil van minimum 3.6 m TAW gehandhaafd aan het pompgemaal Leebrugse meersen. In deze studie werd ook geen rekening gehouden met de effecten van de ijzerrijke en/of kalkrijke kwel, noch met de (lokale) aanwezigheid van moeraskalk in de bodem. Vooraleer het waterpeil lokaal verhoogd wordt via het natuurinrichtingsproject, dient men de zekerheid te hebben dat het geheel van abiotische randvoorwaarden gunstig is voor de realisatie van de beoogde vegetatietypes waaronder de prioriteit voor blauwgraslanden.

II. Studiegebied

De studiepercelen van deze opdracht 'expertenadvies vegetatieontwikkeling' situeren zich in 2 zones nl. de zone 'Fondatie Heirnisse' (verder Fondatie genoemd) en de zone 'Moervaartmeersen' (verder Moervaart genoemd). Zo veel mogelijk percelen (volgens het aantal vooropgestelde analyses), in eigendom van VZW Durme en Natuurpunt, werden geselecteerd. Hierbij werd gelet op een goede spreiding in het projectgebied.

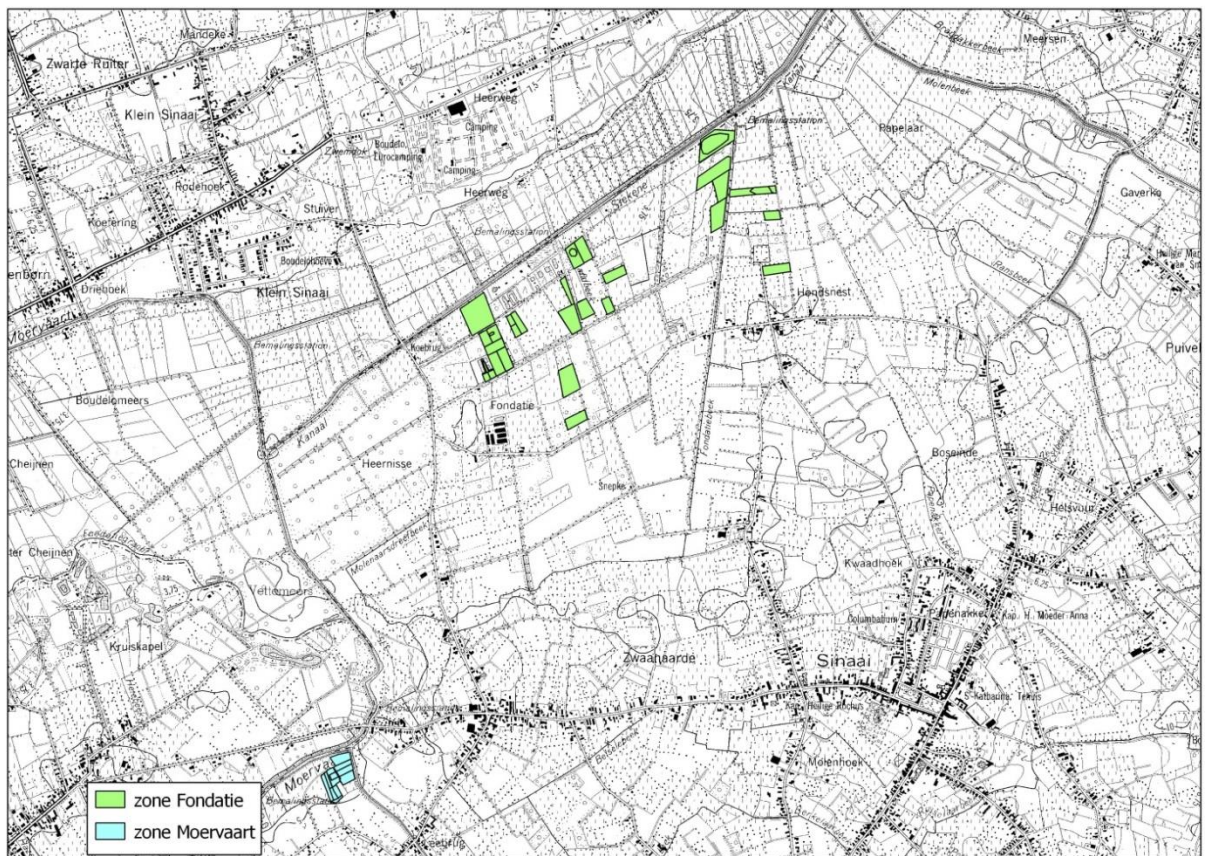
De zone 'Fondatie' is afkomstig van de term "fundatie" namelijk het grondbezit in de onmiddellijke omgeving van de abdij (van Boudelo). De ontginning van het gebied door de abdij van Boudelo (13de tot 16de eeuw) resulteerde in een relatief grootschalig dambordpatroon van de percelen en rechte dreven. Op het einde van de 18de eeuw bestond nagenoeg het volledige gebied tussen de Cadzandstraat en het Kanaal van Stekene uit moerassige graslanden. Het huidige landschap bestaat uit een vlak en vrij gesloten mozaïeklandschap van bos, grasland, weiden en akkers. Typerend voor het gebied zijn de lange onverharde dreven, die door de aanplant van bomen erlangs landschapsbepalende elementen vormen. De bestaande vijvers zijn restanten van de vroegere buitenverblijven. Het deelgebied Fondatie beslaat ongeveer 224 ha. 74 ha is in eigendom van vzw Durme en vormt het erkend natuureservaat "de fondatie van Boudelo".

De zone 'Moervaart', de Moervaartmeersen, is het eigenlijk alluviaal gebied van de Moervaart. Dit is een meersengebied zonder opgaand groen. Door periodieke overstromingen ontstonden natte kleibodems. De vroeger toegepaste hooilandcultuur is nog gedeeltelijk aanwezig in het gebied. Op de iets hoger gelegen zandgronden werden de kleine percelen omgeven door houtkanten. De Moervaartmeersen vormen vandaag een halfopen gebied met natte hooilanden en enkele populieren- en denaanplantingen. Het aantal kleine landschapselementen is vrij beperkt. Het deelgebied Moervaartmeersen is ongeveer 20 ha groot. Een 6-tal percelen (5.3 ha) zijn in eigendom en/of beheer van Natuurpunt en is erkend natuureservaat

In het kader van deze studie werden percelen onderzocht in zowel de zone 'Fondatie' als in de zone 'Moervaart' (zie aanduiding zones in Fig. 1). De percelen werden vegetatiekundig opgedeeld in zones met verschillende homogene vegetatie-eenheden (hoofdstuk VI). Binnen elke vegetatie-eenheid werd een proefvlak (2x2 m²) geplaatst, waarbinnen de vegetatie gekarakteriseerd werd (hoofdstuk VI) en bodemstalen genomen werden (hoofdstuk III). Dit resulteerde in 34 proefvlakken in de zone

'Fondatie', en 11 proefvlakken in de zone 'Moervaart' (Fig. 1). Ook het grondwater (hoofdstuk IV) en het oppervlaktewater (hoofdstuk V) werden in detail bestudeerd.

Voor een geïntegreerde karakterisatie van de proefvlakken, verwijzen we naar DEEL II (fiches).



Figuur 1: Situering van het studiegebied en de twee onderzochte zones 'Fondatie' en 'Moervaart'

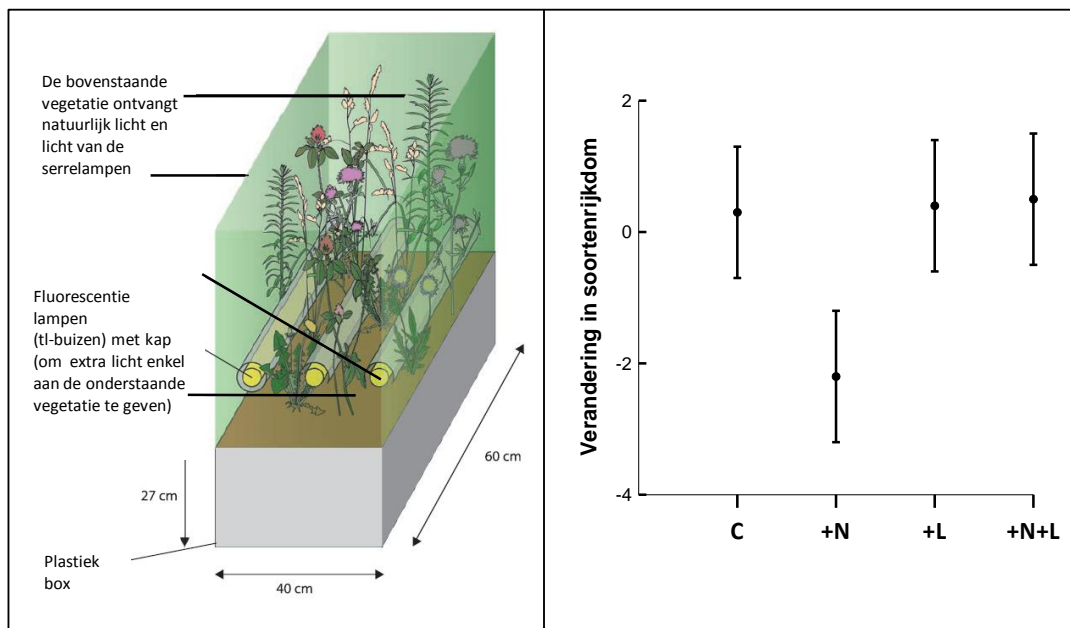


Figuur 2: Luchtfoto's van de zone 'Moervaart' (links) en de zone 'Fondatie' (rechts)

III. Abiotiek: bodem

1. Natuurontwikkeling in relatie tot nutriënten in de bodem

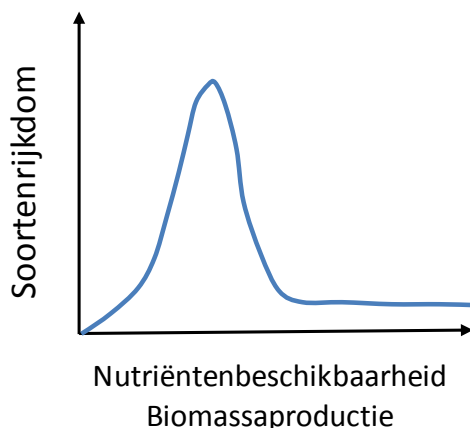
Om op landbouwgrond soortenrijke natuur te creëren is het vrijwel altijd noodzakelijk om de bodemvruchtbaarheid te verlagen. Anorganische nutriënten vormen samen met licht en water de voedingsbronnen van planten. De bron of het nutriënt dat het meest limiterend is bepaalt de groeisnelheid en de biomassaproductie van planten het meest (Tilman 1997). Als geen enkel nutriënt limiterend is voor de groei, neemt de groei van een beperkt aantal snelgroeiende plantensoorten toe ten koste van andere soorten, waardoor het aantal plantensoorten afneemt. Op eutrofe bodems domineren dus snelgroeiende, competitieve soorten wat leidt tot homogene vegetaties met lage biodiversiteit. Hoogproductieve soorten overschaduwden door hun hoge groeisnelheid de minder productieve soorten, waardoor deze door gebrek aan licht geen kans krijgen. De studie van Hautier et al. (2009) toonde dit effect mooi aan. Een kunstmatig nagebouwde soortenrijke graslandvegetatie werd al dan niet onderworpen aan nutriëntenadditie (o.a. N, fosfor (P), kalium (K), ...) (zie Figuur 3). Men stelde vast dat het aantal soorten significant afnam wanneer de beschikbaarheid aan nutriënten toenam. Echter, wanneer via lampen licht werd toegediend aan de lagere vegetatie, kon de onderstaande vegetatie overleven en veranderde de soortenrijkdom niet.



Figuur 3: Schematische voorstelling van het experiment en de resultaten van Hautier et al. (2009). In een kunstmatig nagebouwde graslandvegetatie werden de effecten van toediening van nutriënten (+stikstof, fosfor, kalium, ...) (+N), licht (L), licht en nutriënten (+N+L) op de soortenrijkdom bestudeerd in vergelijking met controles waarin geen stikstof en extra licht werd toegediend (C). Het toedienen van nutriënten (+N) had een sterk negatief effect op de soortenrijkdom van de plantengemeenschap. Wanneer naast nutriënten ook licht werd toegediend (+N+L) bleek de soortenrijkdom niet te dalen. Bron: Hautier et al. 2009

Een 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 resulteert in een grotere heterogeniteit in de vegetatie. Verder wordt aangenomen dat de soortenrijkdom van de vegetatie een klokcurve volgt (zie Figuur 4) in functie van nutriëntenbeschikbaarheid (de Humped-Back theorie van Grime, 1973): op zeer schrale bodems zijn enkel de meest extremofiele soorten zoals struikhei in staat om te overleven, op voedselrijke bodems domineren snelgroeiende soorten die de competitie voor licht winnen, enkel bij

een matige tot lage voedselrijkdom is de diversiteit het hoogst (sterke competitie voor nutriënten). In de recente literatuur bestaat momenteel heel wat discussie over deze Humped-back theorie (zie o.a. Adler et al. 2011, Fridley et al. 2012, Pan et al. 2012).



Figuur 4: Schematische voorstelling van het Humped-Back model van Grime (1973).

Limitatie van de plantengroei door minstens één essentieel voedingselement is dus cruciaal voor de ontwikkeling van soortenrijke natuur (Lucassen et al. 2008). Het sturen op limitatie van P blijkt voor meerdere graslandtypes cruciaal te zijn (Fagan et al. 2008, Lucassen et al. 2008, Smolders et al. 2006, Wassen et al. 2005, Ceulemans et al. 2013). Recente literatuur stelt dat voor de ontwikkeling van soortenrijke vegetaties zowel limitatie van N als P noodzakelijk kan zijn (Elser et al. 2007, Harpole et al. 2011, Agren et al. 2012).

Bovenstaande toont het belang aan van nutriëntenlimitatie voor de plantendiversiteit. Van Duren & Peggel (2000) definiëren nutriëntenlimitatie als: “de situatie dat één of meerdere nutriënten onvoldoende beschikbaar zijn voor maximale productie van de bovengrondse biomassa”. Dit is geen gunstige situatie voor de groei van één soort, maar wel voor de soortenrijkdom in een vegetatie. Nutriëntenlimitatie verhindert het domineren van een beperkt aantal soorten en maakt dus co-existent van een groot aantal soorten mogelijk.

In functie van natuurherstel is het interessant kennis te verwerven over welk nutriënt limiterend is voor de groei. In de literatuur worden verschillende vormen van nutriëntenlimitatie voor soortenrijke vochtige tot natte graslanden beschreven. Sommige auteurs spreken van N-limitatie (Van Oorschot et al. 1998, Beltman et al. 2007, Venterink et al. 2001), co-limitatie van N en P (Beltman et al. 2007, Venterink et al. 2001) of N en K (Venterink et al. 2001, Kemmers et al. 2001, Loeb et al. 2009, Schaffers 2002) of P-limitatie (Gowing et al. 2002, Gilbert et al. 2009).

Van Duren & Peggel (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 & Verhoeven (1995), Wassen et al. (2005) en Van de Riet et al. (2009). Voor andere graslandtypes is er minder informatie beschikbaar over welk nutriënt sturend is voor de biodiversiteit. Voor heischraal grasland, blauwgrasland en heide is het aannemelijk te veronderstellen dat zowel N als P limiterend zijn voor de groei (Van Duren & Peggel 2000, Blanke et

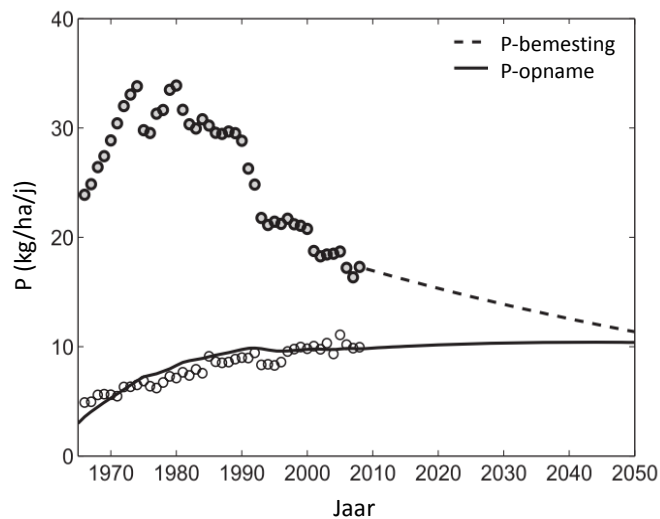
al. 2012, Demey et al. 2013). Voor bijvoorbeeld pimpernel/weidekervelaslanden is er in de literatuur uiteenlopende informatie te vinden mbt de nutriëntenlimitatie die speelt. Kemmers et al. (2001) vond dat in pimpernel/weidekervelaslanden zowel N als K een beperkende factor voor de productiviteit van de vegetatie vormt. Ook Loeb et al. (2009) en Schaffers et al. (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/weidekervelaslanden gestuurd worden door limitatie van P. Voor andere habitattypen zoals kleine zeggenvegetaties, kamgraslanden en voor bossen is weinig informatie te vinden.

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).

In tegenstelling tot N accumuleert P zeer sterk 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. 2013a). Enkel in sterk venige bodems met veel organisch materiaal kan stikstof accumuleren 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, 2006). Deze verhoogde P-concentraties in voormalige landbouwbodems worden door archeologen gebruikt om te lokaliseren welke sites in het verleden door mensen bezet werden (Mclauchlan, 2006).

2. Fosfor in de bodem

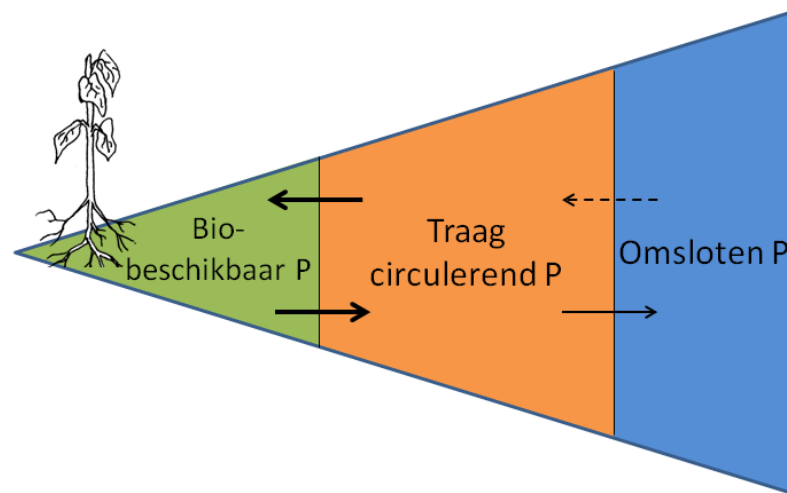
Door jarenlange bemesting van landbouwbodems met drijfmest of stalmest werd systematisch meer fosfor (P) aangevoerd dan gewassen effectief konden benutten. In 2011 produceerde de veeteelt in Vlaanderen 30 miljoen kg P (Gielis 2012). De samenstelling van deze organische mest voldoet niet perfect aan wat gewassen werkelijk nodig hebben. Tot voor kort berekende men de hoeveelheid organische meststof die nodig is op basis van N zonder rekening te houden met de overdosis aan P die daardoor gegeven werd. In organische mest zit ongeveer twee à zes keer meer N dan P (Smith et al. 1998). Gemiddeld zit er zo'n negen keer meer stikstof (N) dan P in landbouwgewassen. Dit maakt dat systematisch meer P werd bemest dan gewassen werkelijk nodig hadden en dat P in de bodem accumuleerde (Figuur 5). 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, waardoor nu nog zo'n 39 kg te veel N wordt toegediend (Overloop et al. 2012). In Vlaanderen voorziet het huidige mestactieplan (MAP 4) 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. Jaarlijks zou zo bijna 2 miljoen kg P uit de bodem onttrokken moeten worden.



Figuur 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 (Sattari et al., 2012)

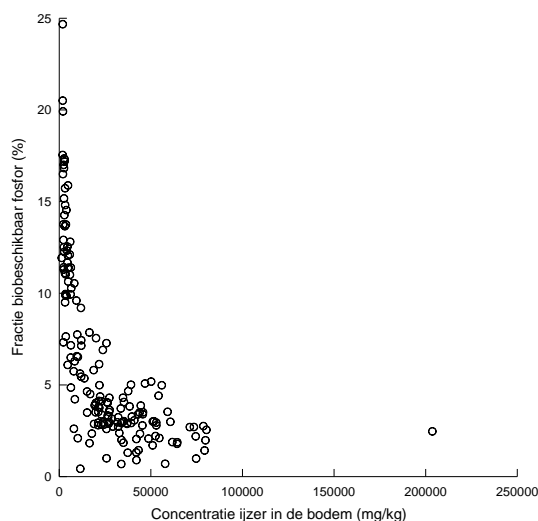
Fosfor komt in de bodem anorganisch en organisch voor in grofweg drie verschillende pools die met elkaar in evenwicht zijn (zie Figuur 6) (De Schrijver et al. 2013b). Planten kunnen slechts een klein deel van de totale bodem-P-voorraad direct gebruiken.

1. De biobeschikbare of labiele P-pool is een vrij kleine fractie van zowel anorganisch als organisch fosfor (maximaal 20% van de totale P-pool) en bestaat uit fosfaat in de bodemoplossing en fosfaat dat snel kan vrijkomen of mineraliseren uit anorganische en organische bodemfracties. Fosfor in deze pool kan binnen één groeiseizoen worden opgenomen door planten onder vorm van fosfaat (H_xPO_4).
2. De traag-circulerende of actieve P-pool is de pool waaruit P relatief eenvoudig kan omgezet worden naar de biobeschikbare P-pool. Deze pool bestaat uit fosfaat geadsorbeerd aan bodemdeeltjes, anorganisch en organisch fosfaat dat gereageerd heeft met elementen als calcium (Ca) of aluminium (Al) en ijzer (Fe), en stabiel organisch P. Wanneer de vegetatie biobeschikbaar 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.
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 bodemvruchtbaarheid. 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. 2012a).



Figuur 6: De drie belangrijke P-pools in de bodem: de bio-beschikbare 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

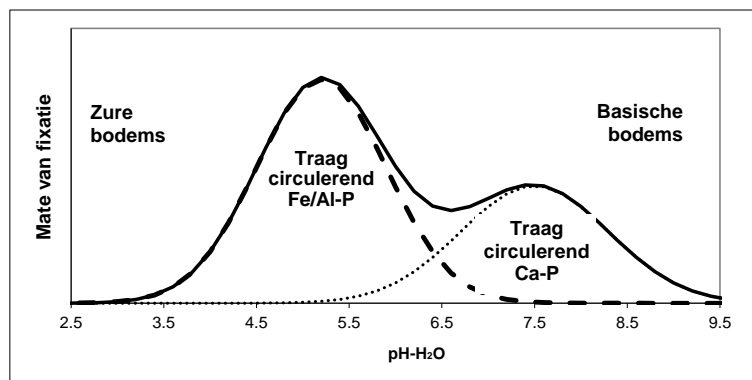
De grootte van de totale P-pool is sterk afhankelijk van de textuur van de bodem, en meer bepaald van de concentraties ijzer (Fe), aluminium (Al) en calcium (Ca). Zandbodems zullen over het algemeen lagere concentraties totaal P bevatten dan leem- of kleibodems. Door hun lagere percentage klei en organisch materiaal hebben zandbodems een lagere capaciteit tot binding van kationen en daardoor ook lagere concentraties Fe en Ca dan leem- en kleibodems, waardoor deze ook minder P kunnen vasthouden. Ijzerrijke klei of leembodems onder landbouwgebruik hebben dus vaak significant hogere P-stocks dan ijzerarme bodems, maar daarom nog geen hogere biobeschikbare fosforconcentraties. Figuur 7 toont dat ijzerrijke bodems een lagere fractie biobeschikbaar P bevatten dan ijzerarme bodems. Ijzerrijke bodems met een zeer hoge stock aan totaal P bevatten dus vaak gelijke of zelfs lagere hoeveelheden biobeschikbaar P dan ijzerarme zandbodems met lagere stocks aan totaal P.



Figuur 7: In ijzerrijke bodems is een lagere fractie van de totale P-pool biobeschikbaar dan in ijzerarme bodems

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,

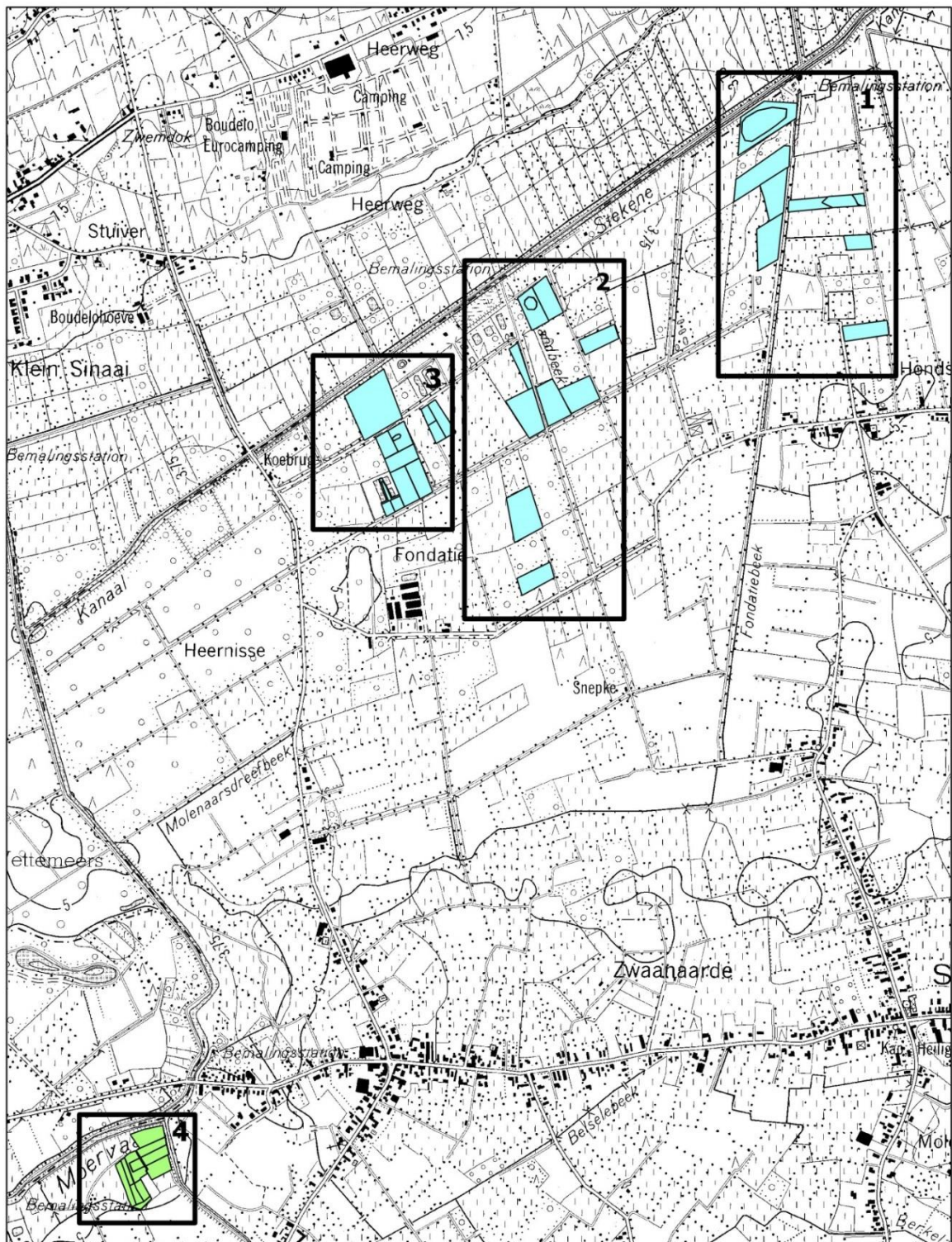
terwijl in bodems met hoge pH-H₂O-waarden P voornamelijk gefixeerd is aan Ca (Figuur 8). Bij pH-H₂O-waarden lager dan 4.5 à 5 neemt de fixatie aan Fe en Al echter opnieuw af. Bodemverzuring kan dus aanleiding geven tot hogere biobeschikbaarheid van P. In de landbouwpraktijk wordt de bodempH doorsnee 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 toxische aluminium (zie De Schrijver et al. 2012b).



Figuur 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 bekalkt 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

3. Methodiek van bodemstaalnames

In totaal werden in 45 proefvlakken bodemstalen genomen (zie Figuur 9 en Figuur 10), welke meestal samenvallen met een perceel. Per proefvlak (2x2 m²) werd in elk kwadrant één bodemstaal genomen, waarbij een gutsboor tot op 50 cm (zone Fondatie) of 30 cm (zone Moervaart) in de bodem werd gebracht. De vier bodemstalen per proefvlak werden gemengd en opgedeeld per 10 cm: 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 en 40-50 cm. In de zone Moervaart werd slechts tot op 30 cm bemonsterd omdat hier afgraven geen optie is (hoge grondwatertafel).



Figuur 9: Situering van de onderzochte proefvlakken in het studiegebied



Figuur 10: Kaart van de onderzochte proefvlakken in de zones 'Fondatie' en 'Moervaart'



Figuur 11: Boven: voorbeeld van een bodemstaal genomen in de zone 'Moervaart', perceel 37. Bemerkt de aanwezigheid van gleyvlekken (roestige kleur, ijzer). Onder: voorbeeld van een bodemstaal genomen in de zone 'Fondatie', het betreft hier perceel 14. Bemerkt de aanwezigheid van moeraskalk op 40 cm diepte

4. Chemische analyses

Een deel van elk bodemstaal werd gedroogd onder geforceerde ventilatie bij 40°C, gehomogeniseerd en gezeefd over een 2 mm zeef. De bodempartikels groter dan 2 mm werden vermalen in een mortier en vervolgens opnieuw gezeefd. De binnen deze paragraaf beschreven analysemethoden werden uitgevoerd op gedroogde bodem. De totale gehalten aan P, Fe en Ca werden bepaald na totale destructie van de bodem in HClO_4 , HNO_3 en H_2SO_4 in teflonpotten bij 140°C (P_{tot}). De concentratie totaal P werd colorimetrisch bepaald, de concentraties Fe en Ca werden bepaald via atomaire absorptiespectrofotometrie. Het binnen het groeiseizoen beschikbaar gehalte aan P werd eveneens bepaald na extractie van de bodem in NaHCO_3 (Olsen-P, methode van Olsen). Het 'actief' P, ijzer (Fe) en aluminium (Al) werd bepaald na extractie in een ammoniumoxalaat-oxaalzuuroplossing (P_{ox} , Fe_{ox} en Al_{ox}). Uit deze gegevens kan de fosfaatverzadigingsindex (PSI) berekend worden. De zuurtegraad van de bodem werd gemeten via bepaling van de actuele (pH- H_2O) zuurtegraad in een 1/5 (bodem/ H_2O) verhouding. Om een beeld te krijgen van de buffercapaciteit van de bodem tegen verzuring werd de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) bepaald na extracties met bariumchloride. Het totaal gehalte aan koolstof (C, als proxy voor het gehalte aan organisch materiaal), stikstof (N) en zwavel (S) werd bepaald via CNS element-analyse.

Een tweede gedeelte van het staal werd vers geëxtraheerd in KCl voor colorimetrische analyse van het plantbeschikbaar ammonium (NH_4^+) en nitraat (NO_3^-).

Alle chemische analyses werden uitgevoerd in het chemisch laboratorium van het Labo voor Bos & Natuur (ForNaLab), behalve de analyses van het plantbeschikbaar NH_4^+ en NO_3^- die werden uitgevoerd in het chemisch labo van het Laboratorium Toegepaste Fysicochemie (ISOFYS). Beide labo's werken volgens een strikt kwaliteitssysteem. Van elke analytische techniek werd een Standaard Operatie Procedure (SOP) opgesteld, opgemaakt volgens Nederlandse (NEN) en Internationale (ISO) normen. Bij elke reeks stalen werden ter kwaliteitscontrole BCR, LCS en QC-stalen meegenomen en bijgehouden op controlekaarten. De analytische technieken werden gevalideerd.

5. Beschrijving van de bodemparameters in de verschillende proefvlakken

In deze paragraaf worden de resultaten van de chemische analyses op de bodemstalen voorgesteld door middel van kaartjes. De kaartjes van de diepteklasse 0-10 cm zijn opgenomen in het rapport, de kaartjes van de diepere bodemlagen (10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm en 40-50 cm) staan in de bijlage. De belangrijkste bodemparameters worden eveneens voorgesteld in de individuele fiches die per perceel werden opgesteld (zie DEEL II: FICHES).

In de onderstaande leeswijzer wordt kort de relevantie van de verschillende chemische analyses toegelicht.

Olsen-P: is een maat voor het biobeschikbaar P, het P dat binnen het huidige groeiseizoen beschikbaar is voor biota.

Oxalaat-P: is een maat voor het traag-circulerende of actief P, het P dat op langere termijn kan beschikbaar komen.

Fosfaatverzadigingsindex: is het procentueel aandeel van de hoeveelheid oxalaat-extraheerbaar fosfaat in de bodem t.o.v. het fosfaatbindend vermogen. Dit fosfaatbindend vermogen wordt gevormd door de amorfe en microkristallijne vormen van ijzer (Fe) en aluminium (Al) en de ionen van Fe en Al gebonden aan organische stof. Hoe hoger de fosfaatverzadigingsindex, hoe groter de kans op uitspoeling van fosfaat.

Totaal P: is een maat voor de totale concentraties aan P in de bodem. Een gedeelte van deze P stock is inert en komt niet beschikbaar. Bodems met veel Fe en/of calcium (Ca) kunnen dikwijls ook hoge concentraties aan totaal P bevatten, terwijl de biobeschikbare concentraties laag kunnen zijn. De totale P stock is dus geen goede maat voor de fractie die op korte of langere termijn beschikbaar kan komen. Deze metingen zijn echter nuttig om de (Fe-S)/P-ratio te berekenen, waarmee kan ingeschat worden of de percelen gevoelig zijn voor interne eutrofiëring (zie verder §6).

Totaal Fe: geeft de totale concentratie aan Fe weer in de bodem. Bodems met veel Fe kunnen dikwijls ook hoge concentraties aan totaal P bevatten, terwijl de biobeschikbare P concentraties laag kunnen zijn.

Totaal Ca: geeft de totale concentratie aan Ca weer in de bodem. Bodems met veel Ca kunnen ook hoge concentraties totaal P bevatten, terwijl de biobeschikbare P concentraties laag kunnen zijn.

pH-H₂O: de actuele bodemzuurtegraad pH-H₂O geeft een actueel beeld van de concentratie aan protonen in de bodemoplossing. Wanneer de pH-H₂O lager is dan 4.5 bevindt de bodem zich in het aluminiumbufferbereik, waarbij aluminium in oplossing komt en toxisch kan zijn voor diverse ecologische groepen. Bodems met moeraskalk hebben zeer hoge pH-H₂O waarden.

De kationenuitwisselingscapaciteit (CEC): is een maat voor de buffercapaciteit van de bodem tegen verzuring. Het is de capaciteit van de bodem om positief geladen ionen te adsorberen en uit te wisselen in de bodemoplossing. De oppervlakte van kleideeltjes en organisch materiaal is negatief geladen en is in staat om positief geladen kationen te binden. De effectieve CEC is de som van de vijf meest belangrijke basische kationen kalium (K⁺), calcium (Ca²⁺), magnesium (Mg²⁺), aluminium (Al³⁺) en natrium (Na⁺).

De basenverzadigingsgraad (BS): is het procentueel aandeel van de hoeveelheid basische kationen (K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ en Na⁺) op de totale hoeveelheid uitwisselbare kationen (CEC).

Ammonium-N: geeft inzicht in de concentraties biobeschikbaar N in de vorm van ammonium-N (NH₄⁺-N). Ammonium-N is een weinig mobiel in de bodem, maar kan wel omgezet worden (door nitrificatieproces) in het zeer mobiele nitraat-N.

Nitraat-N: geeft inzicht in de concentraties biobeschikbaar N in de vorm van het zeer mobiele nitraat-N (NO₃⁻-N).

Percentage stikstof (N): geeft inzicht in de totale hoeveelheid stikstof in de bodem, het merendeel van deze totale N-pool is organisch.

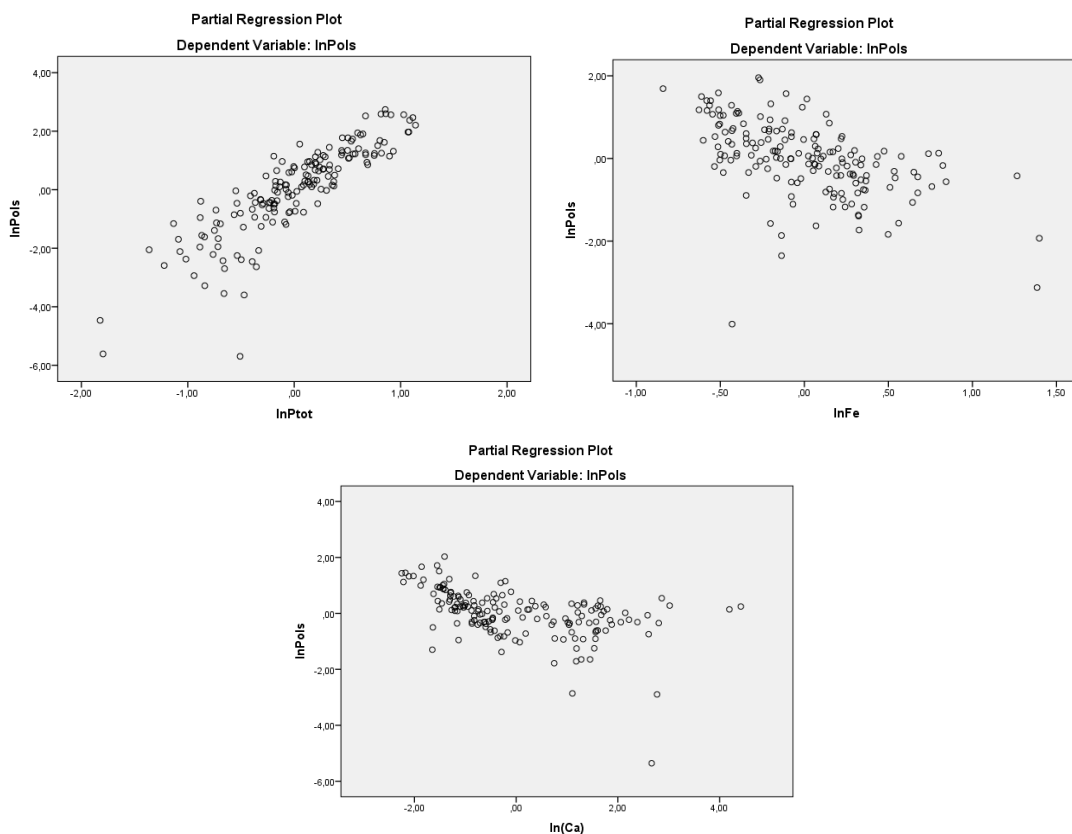
Percentage koolstof (C): geeft inzicht in de hoeveelheid organisch materiaal aanwezig in de bodem. Deze metingen geven o.a. inzicht in het voorkomen van veenlagen.

Percentage zwavel (S): is noodzakelijk voor de bepaling van de (Fe-S)/P-ratio (voor meer info zie §6).

In de zone Fondatie variëren de Olsen-P concentraties in de bovenste 10 cm van de proefvlakken tussen minder dan 10 mg kg⁻¹ en meer dan 100 mg kg⁻¹ (Figuur 19). Proefvlakken 1 en 2, waar met bagger werd opgehoogd, heeft zeer hoge Olsen-P concentraties (> 100 mg kg⁻¹). Proefvlakken 22, 26, 28, 29, 30 en 31, gelegen in de zone rond de vijvers van de linievissers, hebben de laagste Olsen-P concentraties (< 10 mg kg⁻¹). Om te begrijpen welke factoren sturend zijn voor de biobeschikbare P concentraties werd een meervoudige lineaire regressie-analyse uitgevoerd waarbij de Olsen-P concentraties als afhankelijke variabele werden ingevoerd en het voormalige landgebruik (akker, weiland, hooiland, bos of bagger), de totale Fe en Ca concentraties, het C-gehalte, de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en de totale P concentraties als onafhankelijke variabelen. Indien nodig werden de variabelen ln-getransformeerd tot aan de vereiste van normaliteit voldaan werd. De Olsen-P concentraties (mg kg⁻¹) werden het best verklaard door een model (R²=0.796) waarin de concentraties totaal P (p<0.001) (mg kg⁻¹), totaal Fe (p<0.001) (mg kg⁻¹) en totaal Ca (p<0.001) (mg kg⁻¹) werden opgenomen:

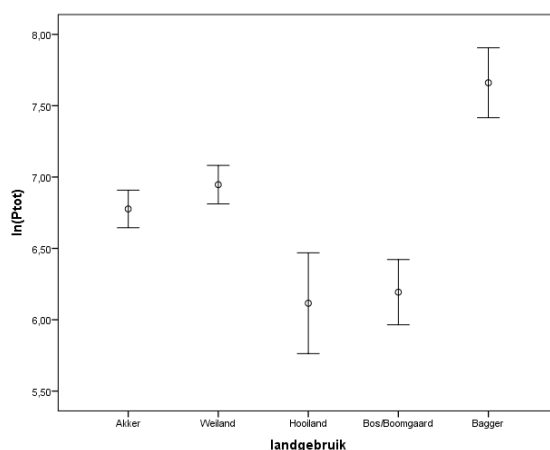
$$\ln(\text{Olsen} - P) = 1.166 * \ln(P) - 0.424 * \ln(\text{Fe}) - 0.260 * \ln(\text{Ca})$$

Door middel van partiële regressieplots (Figuur 12) wordt het effect getoond van het toevoegen van een extra variabele aan het model (wanneer de andere twee variabelen al in het model aanwezig zijn). De richtingscoëfficiënt van deze plots geeft het verband tussen de beide geïllustreerde variabelen onafhankelijk van de andere variabelen in het model. Onderstaande figuren tonen het positieve verband tussen Olsen-P en totaal P, het negatief verband tussen Olsen-P en totaal Ca en tussen Olsen-P en totaal Fe, onafhankelijk van de andere variabelen in het model. Multicollineariteit werd gecontroleerd via berekening van *variance inflation factors* (VIF); deze waren gunstig (< 3).



Figuur 12: Partiële regressieplots voor Olsen-P t.o.v. totaal P, totaal Ca en totaal Fe

Uit deze analyse kan afgeleid worden dat de concentraties totaal P sterk bepalend zijn voor de biobeschikbare P-concentraties, maar dat de concentraties Fe en Ca in de bodem een belangrijke milderende rol kunnen spelen. De concentraties totaal P zijn gelinkt aan het type voormalige landgebruik (Figuur 13). Percelen die vroeger in gebruik waren als akker of weiland hebben hogere concentraties totaal P dan percelen die als hooiland of bos/boomgaard in gebruik waren. De baggerpercelen hebben zeer hoge concentraties totaal P. De concentraties totaal P variëren tussen zeer laag (percelen 28 tem 31) en zeer hoog (baggerperceel 1 en 2). Percelen met hoge concentraties Ca en Fe kunnen hoge concentraties totaal P bezitten, maar toch relatief weinig biobeschikbaar P hebben. Zo heeft bijvoorbeeld perceel 21, gekenmerkt door zeer hoge Fe en Ca concentraties in de bovenste 10 cm, ondanks vrij hoge concentraties totaal P zeer lage concentraties biobeschikbaar P.



Figuur 13: Relatie tussen het voormalige landgebruik en de gemiddelde concentraties totaal P (\pm standaard error) in de ploegvoor (0-30 cm) van de bodem

Perceel 21 heeft ondanks dat dit perceel nog jaarlijks bemest wordt, vrij lage Olsen-P concentraties, wat dus wellicht veroorzaakt is door de hoge Fe en Ca concentraties in de bodem. Ook in de zone Moervaart is er een grote variatie te merken in de Olsen-P concentraties in de bovenste 10 cm van de bodem. Percelen 37, 39, 43 en 45 hebben vrij lage Olsen-P concentraties ($<20 \text{ mg kg}^{-1}$), terwijl deze in percelen 38 en 40 beduidend ($> 35 \text{ mg kg}^{-1}$) hoger liggen. Al deze percelen zijn voormalig hooiland, maar uit de verschillen in concentraties totaal P kan afgeleid worden dat ze wellicht verschillend bemest werden. Perceel 40 is bovendien zeer nat, wat nalevering van biobeschikbaar P kan veroorzaken (zie ook de fiches in DEEL II voor individuele informatie per proefvlak).

Met toenemende bodemdiepte dalen de Olsen-P concentraties. Interessant om te zien is dat in de zone Fondatie vanaf 30 cm diepte de Olsen-P concentraties in het merendeel van de percelen lager ligt dan 10 mg kg^{-1} , de referentiewaarde voor bijvoorbeeld blauwgrasland (zie Hoofdstuk IX). Enkel in de proefvlakken gelegen in percelen 1 en 2 (bagger) zijn de Olsen-P concentraties nog hoger dan 10 mg kg^{-1} . Tot op 50 cm diepte werden hier Olsen-P concentraties opgemeten die hoger lagen dan 80 mg kg^{-1} , tot op 60 à 80 cm diepte werden concentraties opgemeten die hoger lagen dan 10 mg kg^{-1} . Dit perceel wordt in meer detail besproken hoofdstuk IX.

Ook de oxalaat-P concentraties in de bovenste 10 cm van de bodem variëren sterk tussen de onderzochte proefvlakken (Figuur 20). De relatie tussen biobeschikbaar P (Olsen-P) en actief P (oxalaat-P) is sterk afhankelijk van de bodemtextuur (zie ook verder §IX.5): de zandige bodems van de zone Fondatie hebben hogere Olsen-P concentraties dan de kleibodems in de zone Moervaart.

Kleibodems hebben vaak hogere concentraties totaal Fe en Ca, en dus een hogere capaciteit tot vastlegging van P. Ook de bodems met hoge concentraties Ca als gevolg van de aanwezigheid van moeraskalk kunnen meer P vastleggen. De moeraskalk op zich biedt geen vastleggingscapaciteit voor fosfor, maar wanneer moeraskalk onder invloed van zuren oplost (zie verder), kan het vrijgekomen Ca wel reageren met fosfaten en neerslaan als calciumfosfaten. In de diepere lagen van de bodem dalen de concentraties oxalaat-P (zie bijlage). Het baggerperceel (proefvlakken 1 en 2) heeft tot op 60 à 90 cm diepte zeer hoge oxalaat-P concentraties. Ook het ruigteperceel in de zone Moervaart heeft tot op 30 cm diepte oxalaat-P concentraties van meer dan 2000 mg kg⁻¹.

De fosfaatverzadigingsindex is een maat voor het fosfaatbindend vermogen van de bodem en wordt berekend als $FVI = \frac{P_{oxalaat}}{(Fe+Al)_{oxalaat}}$. Het fosfaatbindend vermogen wordt in vele bodems gevormd door de amorfe en microkristallijne vormen van ijzer (Fe) en aluminium (Al) en de ionen van Fe en Al gebonden aan organische stof. Hoe hoger de fosfaatverzadigingsindex, hoe groter de kans op uitspoeling van fosfaat. De aanwezigheid van hoge Ca-concentraties (niet meegenomen in de fosfaatverzadigingsindex) vormen een bijkomende bindingscapaciteit voor fosfaat in de bodem. Een aantal percelen, o.a. het baggerperceel heeft een hoge fosfaatverzadigingsindex. Op basis van deze index kan echter niet voorspeld worden of er werkelijk uitspoeling van fosfaat plaatsgrijpt. Voor kalkarme zandbodems wordt vaak de fosfaatverzadigingsgraad (FVG) gehanteerd als criterium, $FVG = \frac{P_{oxalaat}}{\alpha (Fe+Al)_{oxalaat}}$, waarbij de fosfaatverzadigingsindex nog gedeeld wordt door $\alpha=0.5$ (Schoumans 2004). Voor dit type bodems spreekt men van een fosfaatverzadigde bodem vanaf $FVG > 35\%$ (in Vlaanderen) en $FVG > 25\%$ (in Nederland), waarbij fosfaat uitspoelt naar het grondwater. De α -waarde varieert in het algemeen tussen 0.3 en 0.8, en varieert van perceel tot perceel. De grootte van α is afhankelijk van het gehalte amorfe ijzer- en aluminiumoxiden, organische stof en klei. Voor de bodemtypes in dit studiegebied is de α -waarde onbekend, waardoor de FVG niet precies kan berekend worden. Echter, wanneer voor het baggerperceel de FVG berekend wordt blijkt deze te kunnen variëren tussen 33 (bij $\alpha=0.8$) en 140 (bij $\alpha=0.2$), wat het risico tot uitspoeling van fosfaat naar het grondwater in dit perceel aangeeft. De verhoogde fosfaatconcentraties in peilbuis 8 van dit perceel (zie Figuur 35 en Hoofdstuk IV) bevestigen dit risico.

De totale concentraties aan calcium variëren sterk binnen het studiegebied, van minder dan 5000 mg kg⁻¹ tot meer dan 100000 mg kg⁻¹. Ook binnen het bodemprofiel is er sterke variatie. Sommige bodemlagen in sommige percelen bevatten dus veel moeraskalk (zie Figuur 24).

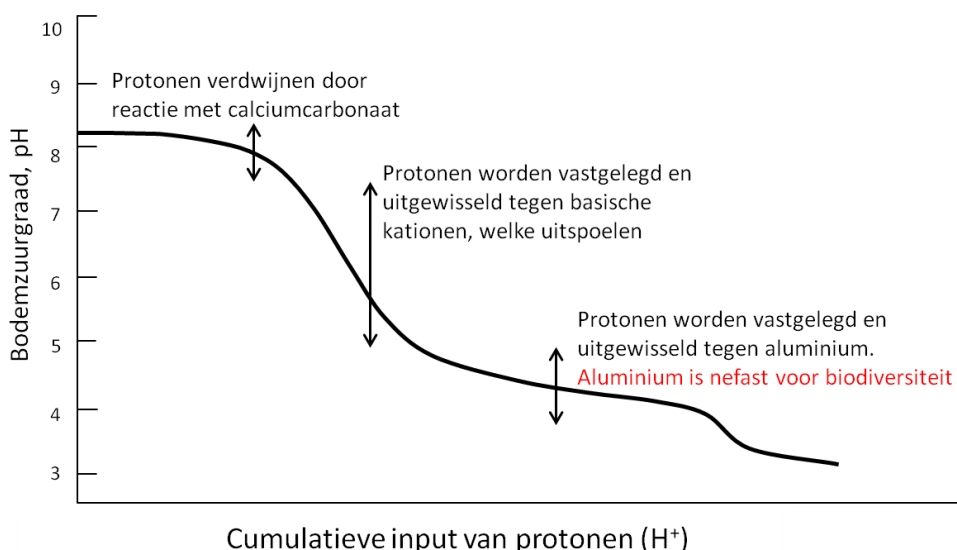


Figuur 14: Bodemstaal met vanaf 21 cm de aanwezigheid van moeraskalk in perceel 19

Net als de Ca-concentraties varieert ook de bodempH sterk in het studiegebied. De bodempH is een maat voor de zuurtegraad van de bodem. Verzuring is primair een toename van de concentratie aan protonen in de bodem. Bij niet-zure bodems (hoge pH of lage bodemzuurtegraad) worden inkomende protonen verwijderd door reactie met calciumcarbonaat (zie Figuur 15). Bodems met aanwezigheid van moeraskalk hebben hoge bodempH-waarden en bevinden zich in het calciumcarbonaat-bufferbereik, waarbij protonen reageren door reactie met calciumcarbonaat. Pas wanneer alle vrij calciumcarbonaat weg is gereageerd, worden protonen uitgewisseld tegen de zogenaamde basische kationen (kalium, calcium en magnesium). De bodem verzuurt dan omdat het zuurbufferende vermogen van de bodem vermindert en het aandeel van kalium, calcium en magnesium op het klei-humus-uitwisselingscomplex vermindert ten nadele van aluminium en protonen (waterstofionen, H^+) (zie Figuur 15). De kationen komen dan in oplossing en - als ze niet worden opgenomen door de vegetatie - logen ze uit via percolerend water. Zolang er voldoende bufferende stoffen aanwezig zijn, verandert de pH nauwelijks bij toevoegen van zuur, maar de chemische samenstelling van de bodem verandert wel. Bij een verdere daling van de pH (<4,5-5) worden protonen uitgewisseld tegen aluminium en bij nog zuurdere bodems tegen ijzer (De Schrijver et al., 2012b).

De aanwezigheid van moeraskalk maakt dat vele percelen een bodempH hebben van meer dan 8 en dus slechts weinig risico vertonen tot bodemverzuring. Percelen 17 en 18 (populierenbos) hebben de laagste pH-waarde van het gans studiegebied, en vertonen een risico op verzuring richting aluminiumbufferbereik.

In de zone Moervaart is geen moeraskalk aanwezig, waardoor de bodems zich in het kationenuitwisselings-bufferbereik bevinden. De aanwezigheid van lithoclien grondwater (zie Hoofdstuk IV) zorgt voor voldoende buffering tegen verzuring omwille van de aanvoer van calcium.

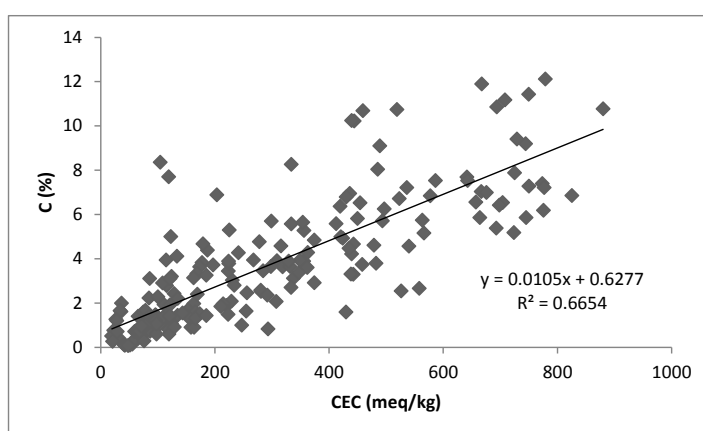


Figuur 15: Bij input van protonen treden verschillende buffermechanismen in werking

De totale Fe-concentraties variëren eveneens sterk in de zone Fondatie, van minder dan 5000 mg kg^{-1} tot meer dan 30000 mg kg^{-1} . Percelen 7, 16 en 21 hebben hoge Fe-concentraties, de percelen langs de vijvers (perceel 28 tem 31) hebben relatief lage Fe-concentraties. Deze laatste werden opgehoogd met zand waardoor de bovenste bodemlaag buiten het bereik van de opwaartse (ijzerrijke)

grondwaterstroming valt. Ook de percelen in de zone Moervaart hebben bijna allemaal hoge Fe-concentraties in de bovenste 30 cm. De reden waarom sommige percelen wel en andere percelen geen hoge Fe-concentraties in de bodem hebben is wellicht de plaatselijke aanwezigheid van ijzerrijke kwel (Anonymous 2012b). De metingen van totaal Fe zijn belangrijk om het risico op interne eutrofiëring in te kunnen schatten (zie verder §6).

De kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) van de bodem varieert tussen minder dan 100 en meer dan 800 meq.kg⁻¹. De CEC is de capaciteit van de bodem om positief geladen ionen te adsorberen en uit te wisselen met de bodemoplossing. De CEC neemt sterk af met de diepte (zie figuren in de bijlage). De CEC is sterk af te hangen van de hoeveelheid organisch materiaal in de bodem (zie Figuur 16). De basenverzadigingsgraad ligt voor alle percelen hoger dan 60%, en voor de meeste percelen zelfs hoger dan 90%. Dit wijst op een hoge aanwezigheid van basische kationen met name calcium op het uitwisselingscomplex. De bijkomende aanwezigheid van moeraskalk in veel percelen zorgt voor een permanente buffer tegen bodemverzuring.



Figuur 16: CEC versus het percentage C (als proxy voor percentage organisch materiaal) in de bodem.

Koolstof vormt het belangrijkste bestanddeel van organische stof. Organisch materiaal in de bodem bevat gemiddeld 58 % koolstof (MIRA 2011). Wanneer het % C hoger ligt dan 7 à 10 % (afhankelijk van de textuur) spreken we van venige klei, zand of leem (MIRA 2011). Van echte veenbodems (bodems op weinig materiaal, symbool V) is pas sprake wanneer een oppervlakkige laag (minstens 40 cm) aanwezig is met een % C boven de 17 (> 30% organische stof). Binnen het studiegebied zijn geen veenbodems aanwezig. Figuur 31 toont het % C van de verschillende percelen in de bovenste 10 cm, het C-gehalte van de diepere bodemlagen is te raadplegen in de bijlage. Het percentage C in de bodem van de onderzochte percelen varieert tussen minder dan 2% in de zandige bodems van percelen 19, 25, 28, 29 en 30 en meer dan 10% (venige textuurtypen, Figuur 17) in bijvoorbeeld percelen 21, 32, 39 en 40. Hoe dieper in de bodem, hoe lager het C-gehalte. Behalve in proefvlak 30 (landtong linievissers), wat duidt op een vergraven profiel. In de diepere bodemlaag (40-50 cm) hebben de meeste percelen een C-gehalte dat lager ligt dan 2%.



Figuur 17: Het voorkomen van veen in de bodem van proefvlak 40

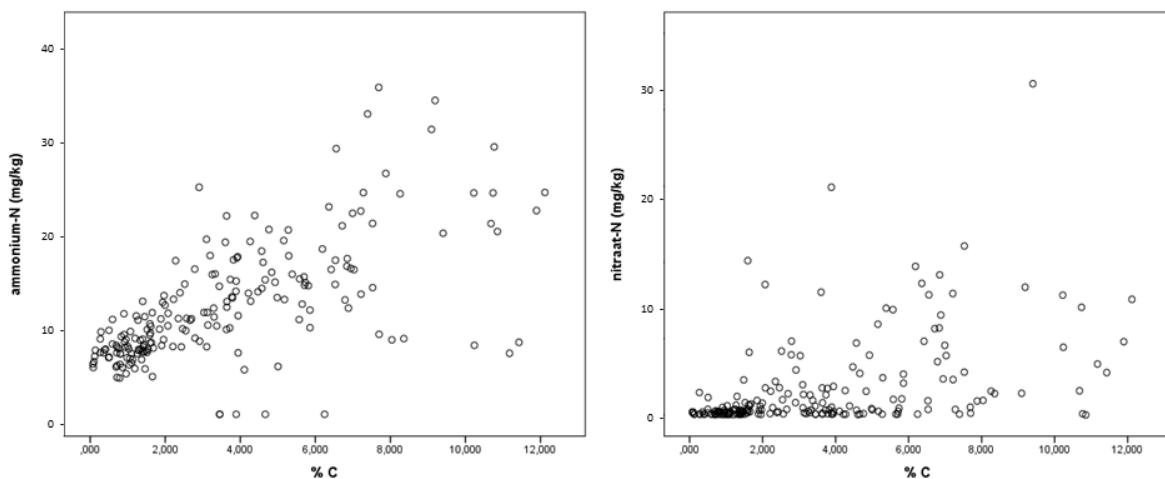
De aanwezigheid van veel organisch materiaal in de bodem speelt eveneens een belangrijke rol bij interne eutrofiëring wanneer sulfaat wordt aangevoerd via het grondwater (zie verder § 6).

Nadat landbouwactiviteiten worden stopgezet neemt de N-beschikbaarheid sterk af. Anorganisch N (ammonium en nitraat-N) verdwijnt uit de bodem door nitraatuitspoeling en door denitrificatie. Er is echter wel continue aanvoer van anorganisch N uit de atmosfeer: via natte en droge deposities komen zowel ammonium- als nitraationen in natuurgebieden terecht. Verder zal de afbraak van organisch materiaal in eerste instantie ammonium-N in de bodem brengen. Ammonium-N kan verder genitrificeerd worden tot nitraat-N. Om te begrijpen welke factoren sturend zijn voor de biobeschikbare N concentraties werd een meervoudige lineaire regressie-analyse uitgevoerd waarbij de anorganische N concentraties (ammonium-N of nitraat-N) als afhankelijke variabele werden ingevoerd en het voormalige landgebruik (akker, weiland, hooiland, bos of bagger), het percentage organisch materiaal (C als proxi) en de duur van het natuurbeheer (dus het aantal jaren de percelen uit landbouw genomen werden) als onafhankelijke variabelen. Indien nodig werden de variabelen ln-getransformeerd om aan de vereiste van normaliteit van de residuen te voldoen. De ammonium-N en nitraat-N concentraties werden het best verklaard door een model (resp. $R^2=0.360$ en $R^2=0.260$) waarin de concentraties C ($p<0.001$), maar niet het landgebruik, werden opgenomen:

$$\text{ammonium} - N = 8.4 * \ln(C)$$

$$\ln(\text{nitraat} - N) = 2.64 + 0.510 * \ln(C)$$

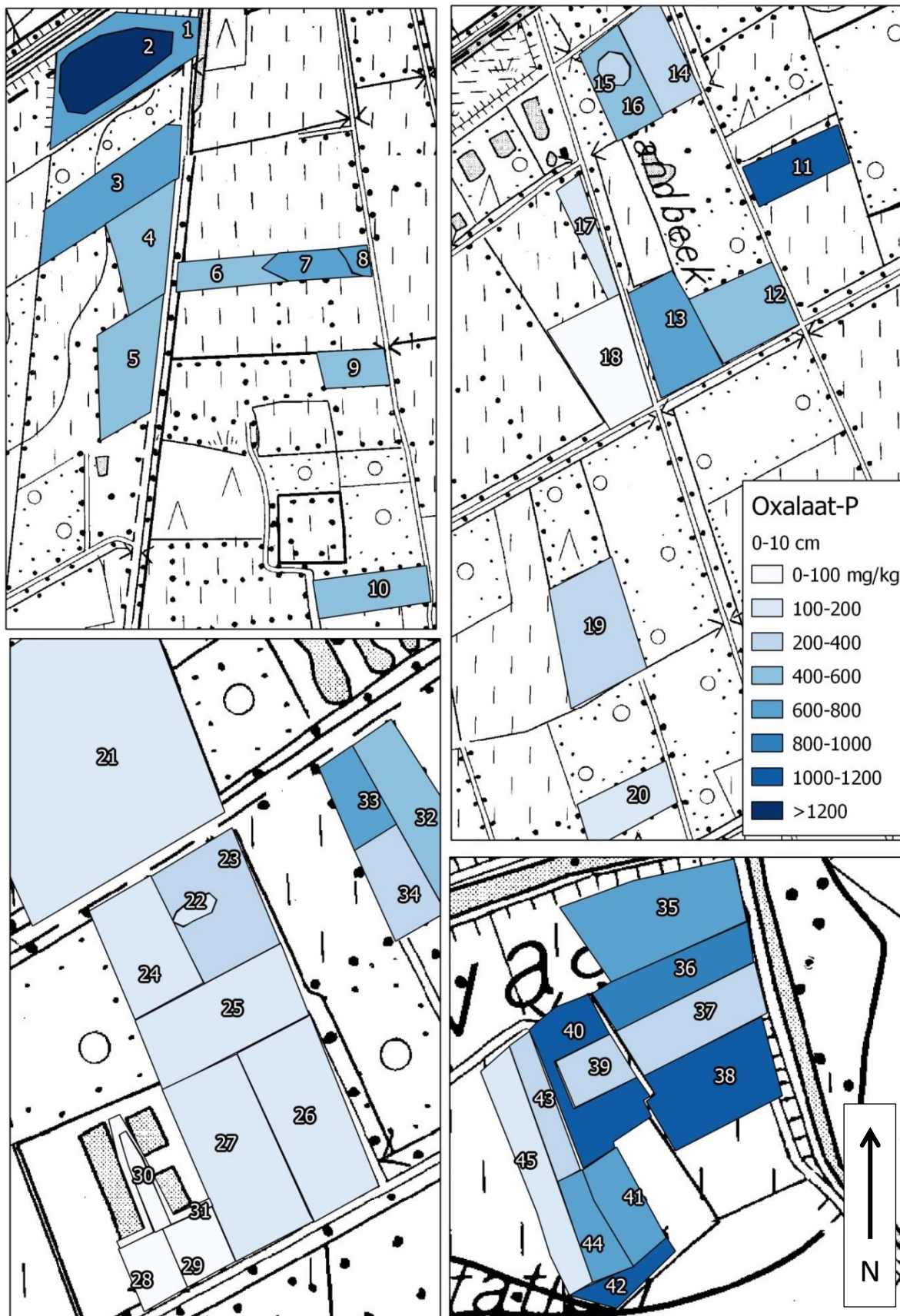
De afbraak van organisch materiaal blijkt dus een belangrijke bijdrage te leveren aan de biobeschikbare anorganische stikstofconcentraties in de bodem.



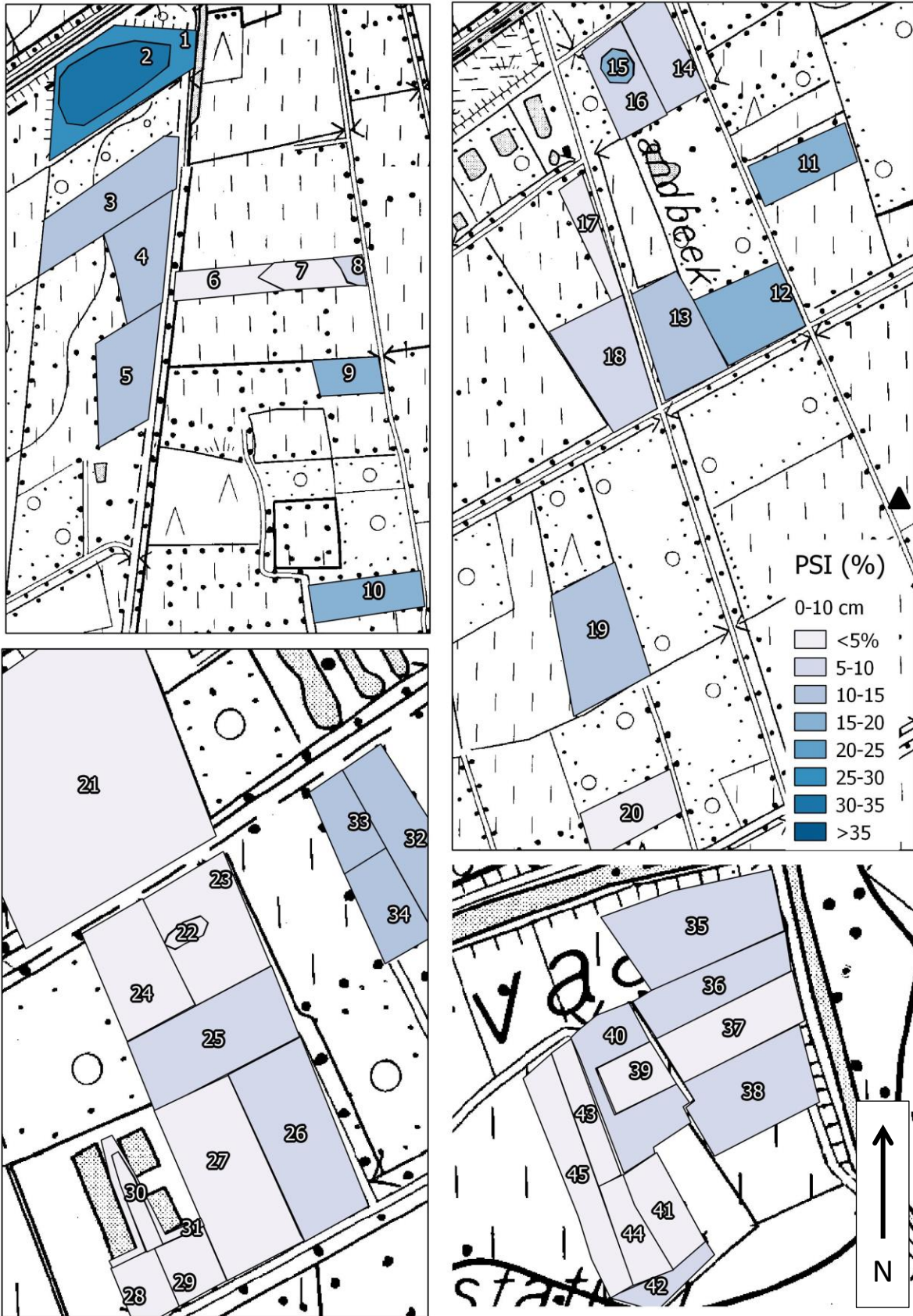
Figuur 18: Scatterplots van ammonium-N en nitraat-N t.o.v. het percentage C



Figuur 19: Concentratie aan biobeschikbaar P (Olsen-P) (in mg kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



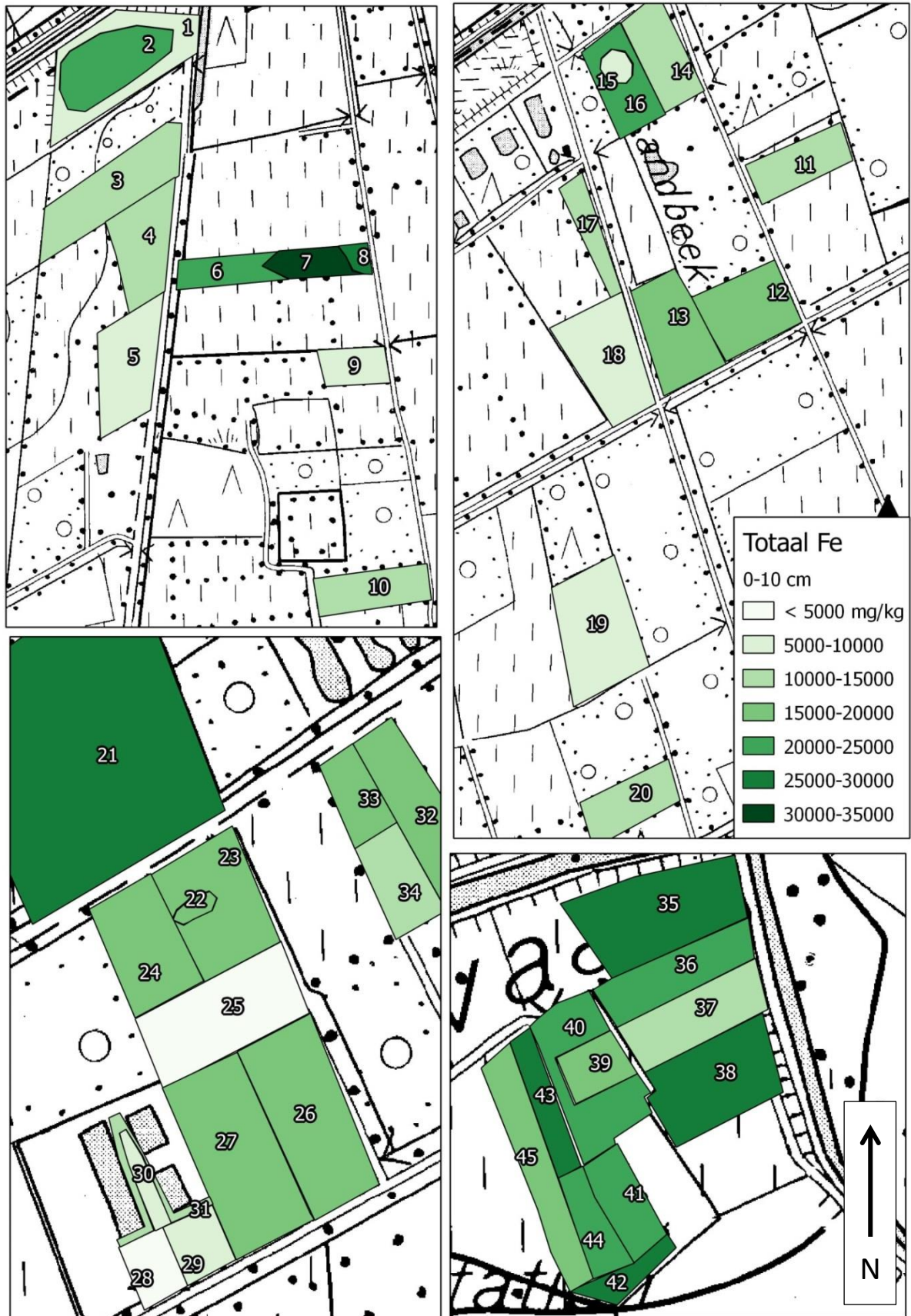
Figuur 20: Concentratie aan actief P (oxalaat-P)(in mg kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



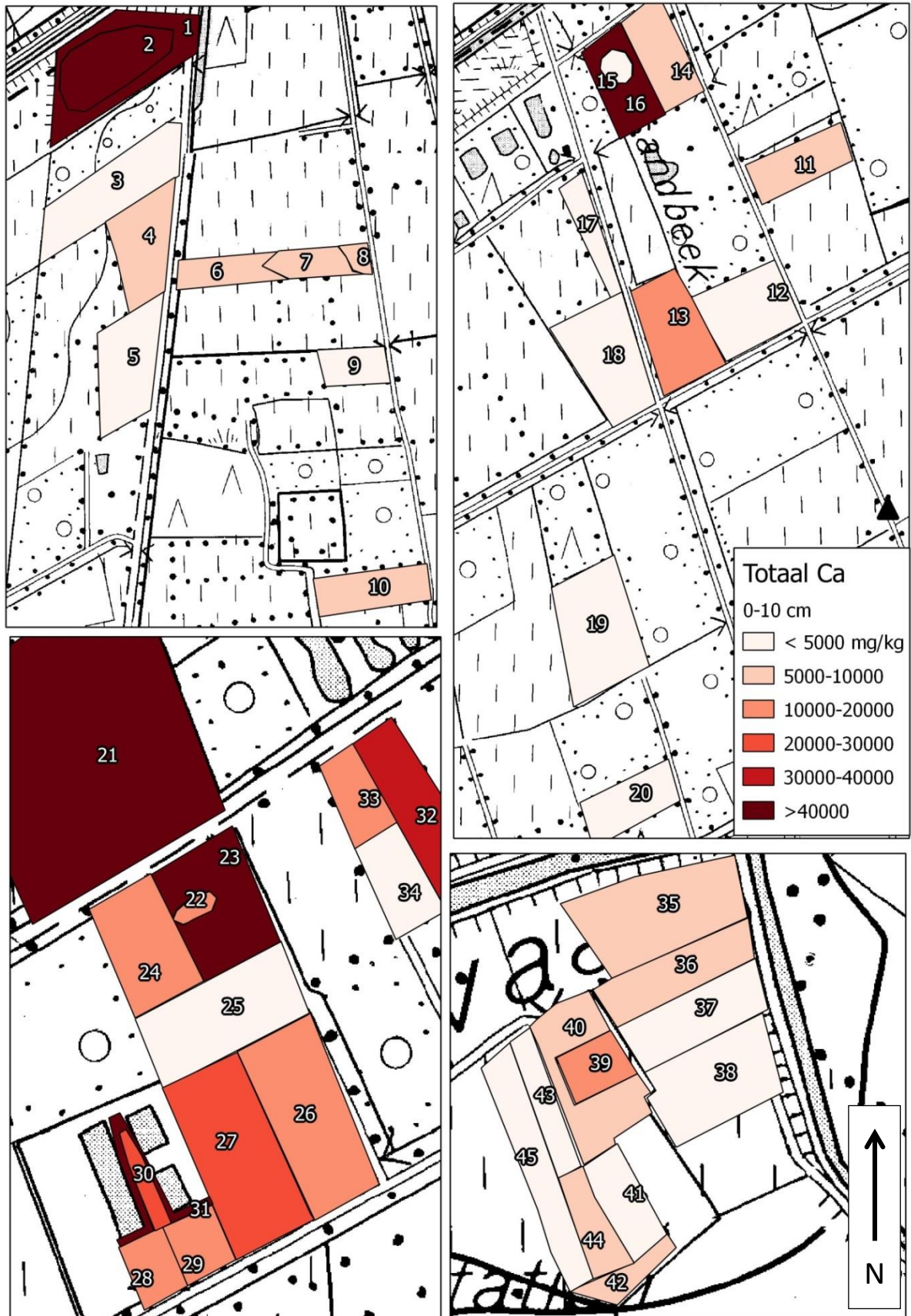
Figuur 21: Fosfaatverzadigingsindex (PSI) (in %) op 0-10 cm diepte



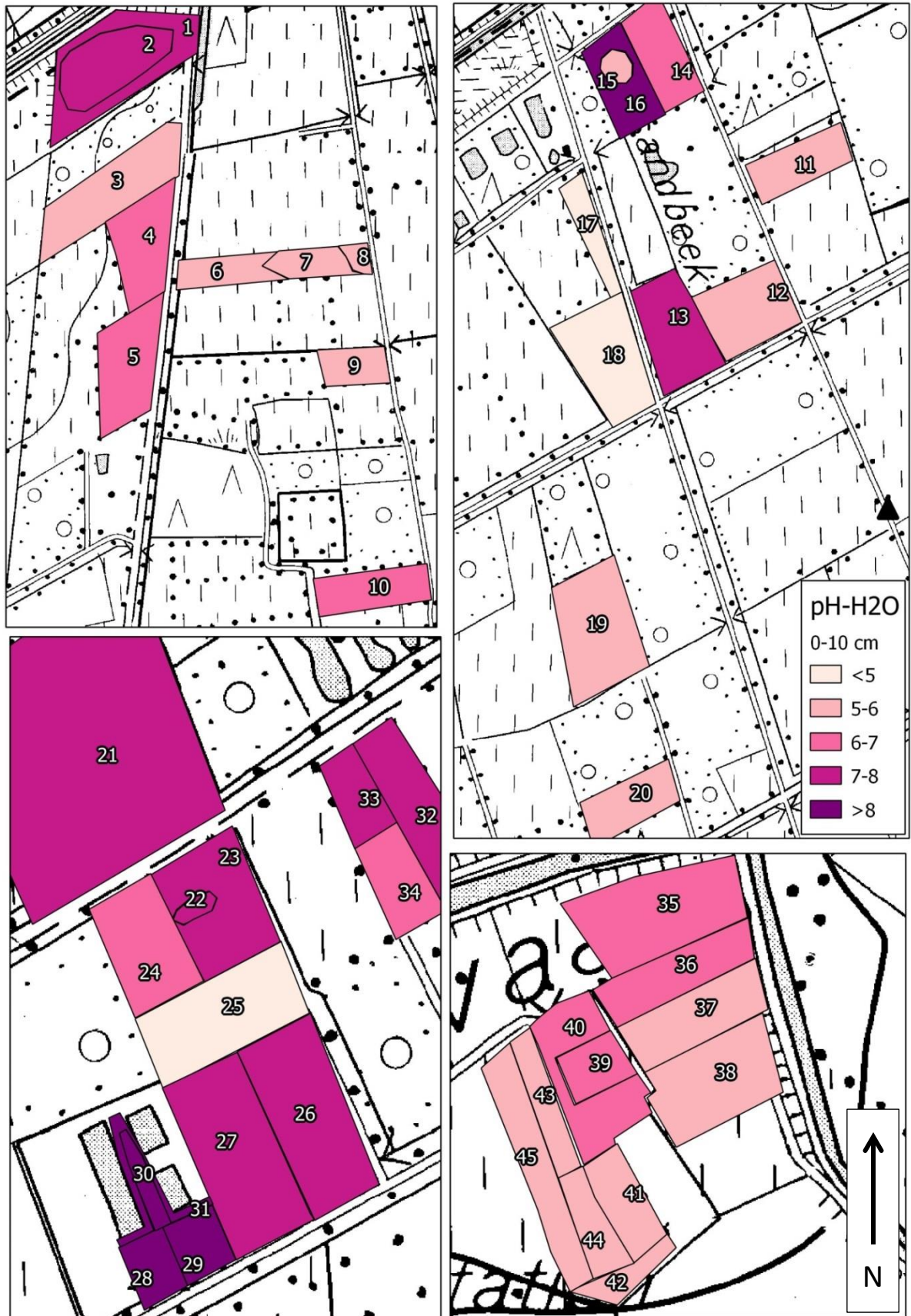
Figuur 22: Concentratie aan totaal P (in mg kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



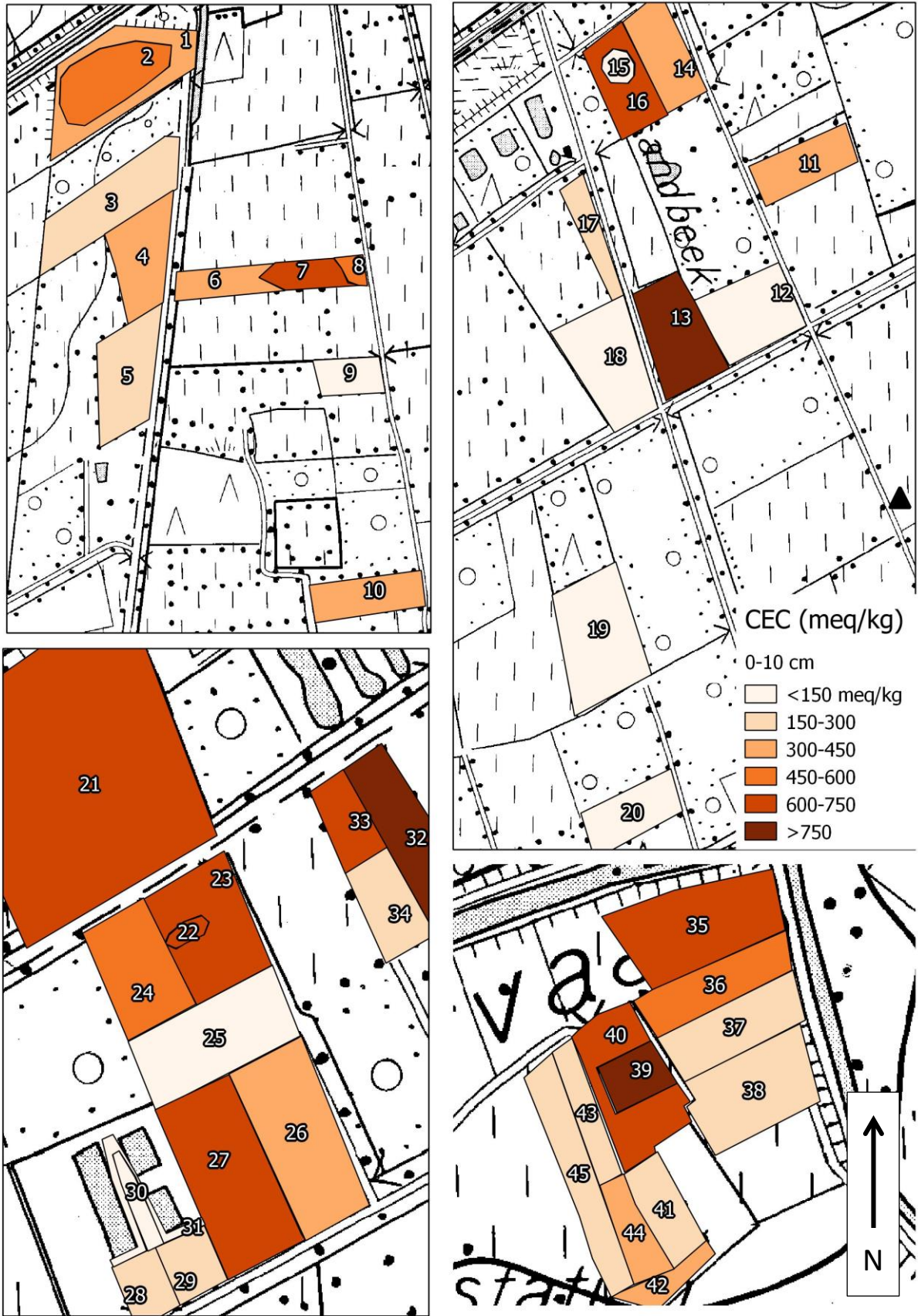
Figuur 23: Concentratie aan totaal Fe (in mg kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



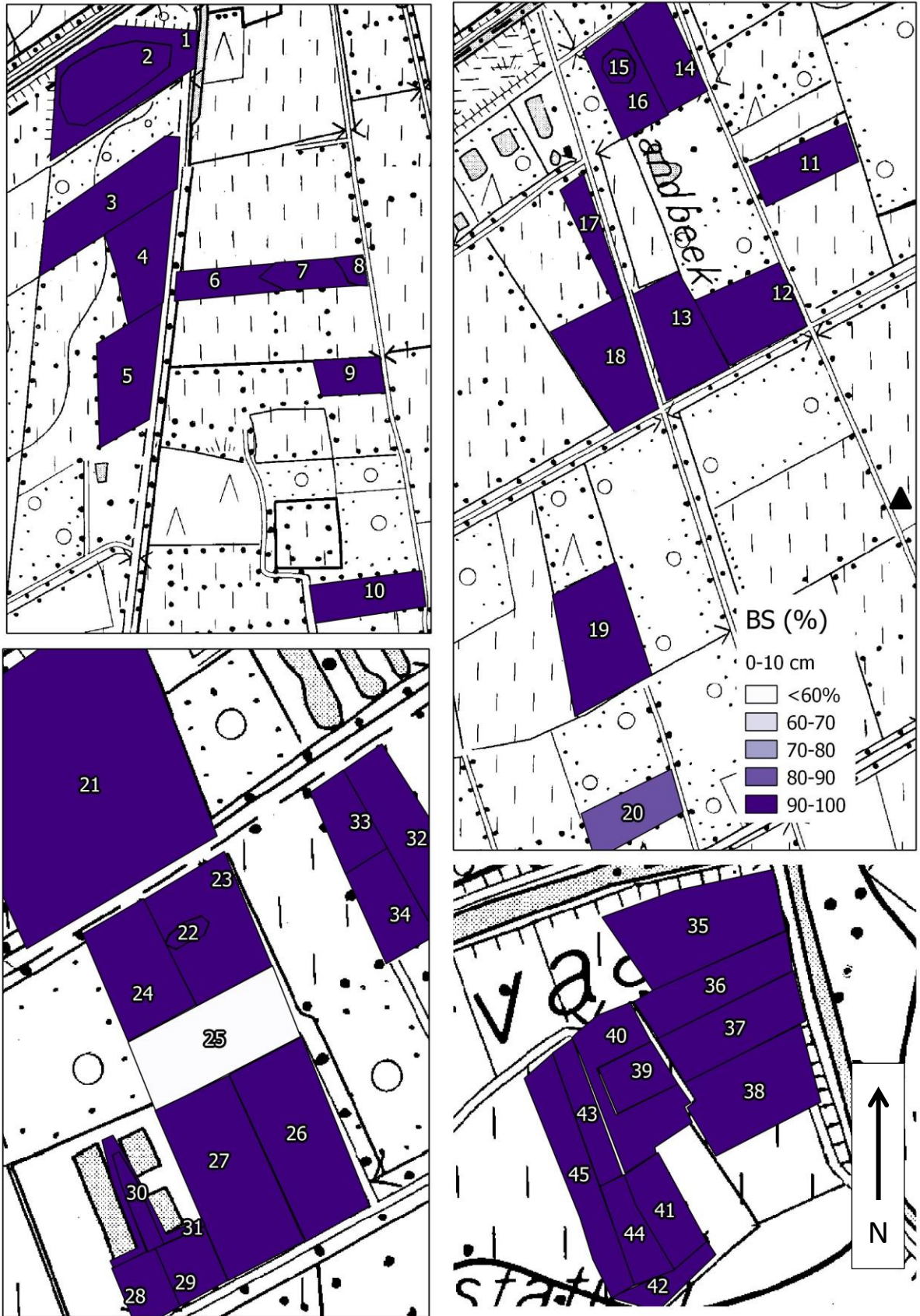
Figuur 24: Concentratie aan totaal Ca (in mg kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



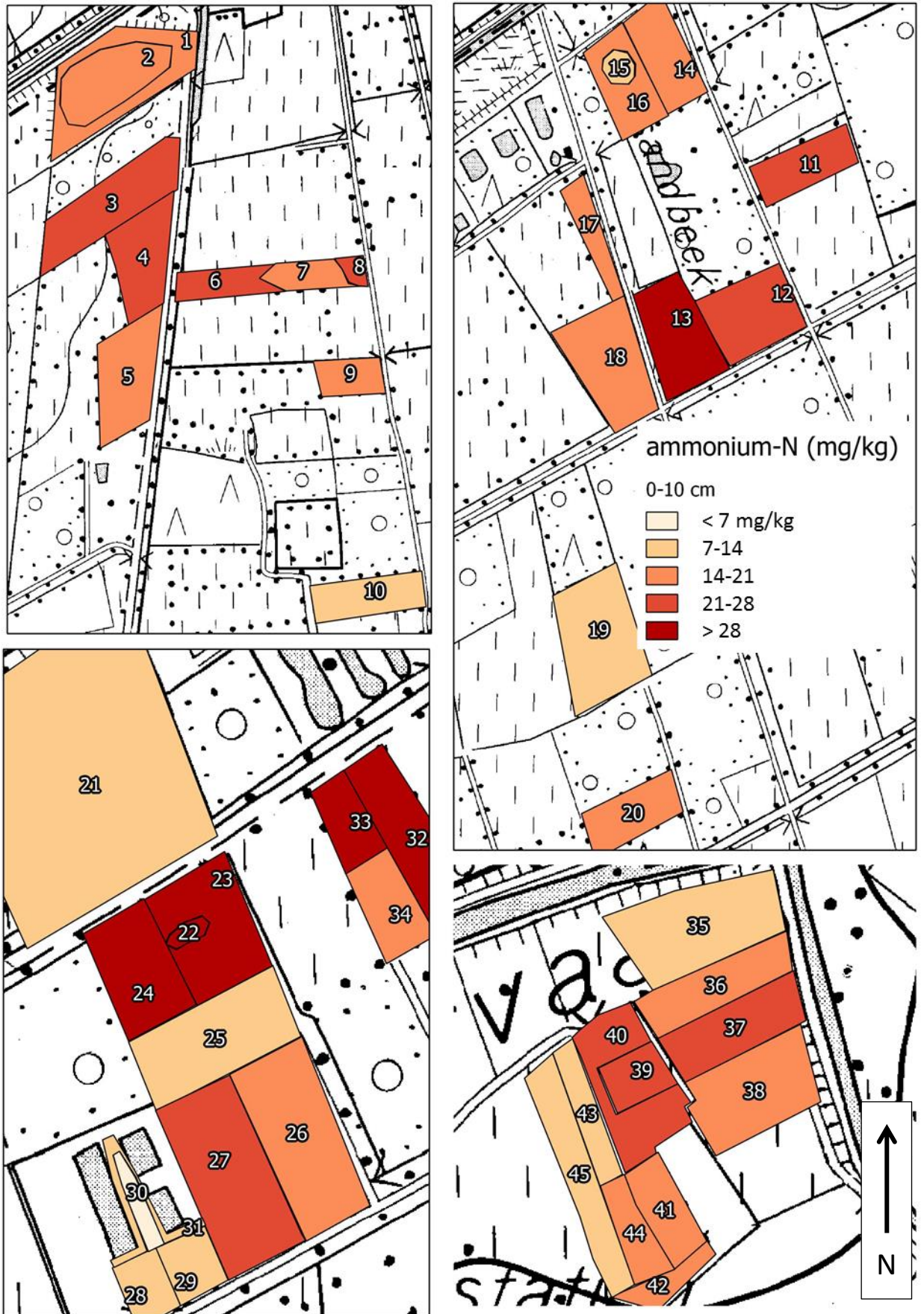
Figuur 25: Bodemzuurtegraad (pH-H₂O) op 0-10 cm diepte



Figuur 26: Kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) (meq kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



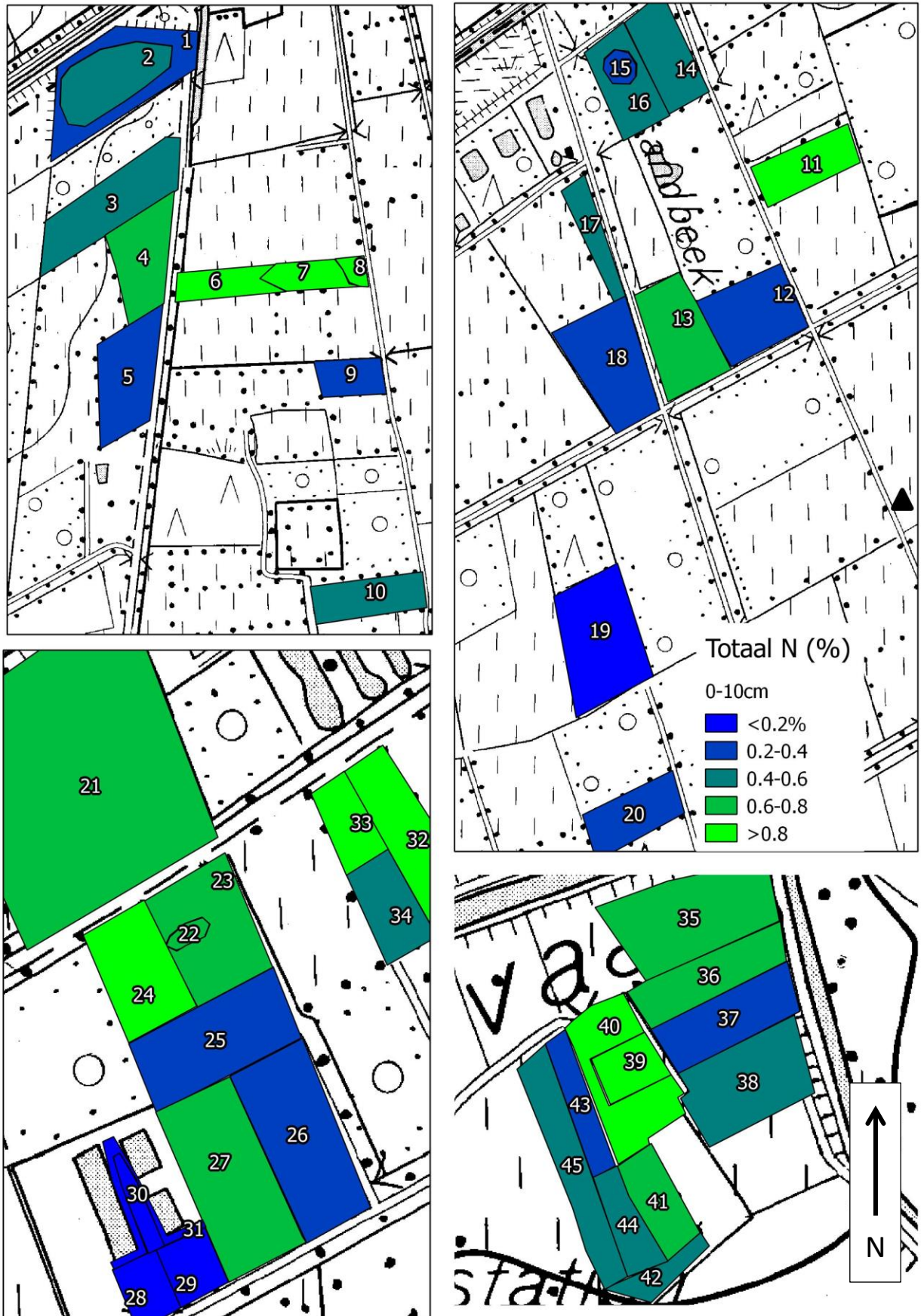
Figuur 27: Basenverzadigingsgraad (BS) (%) op 0-10 cm diepte



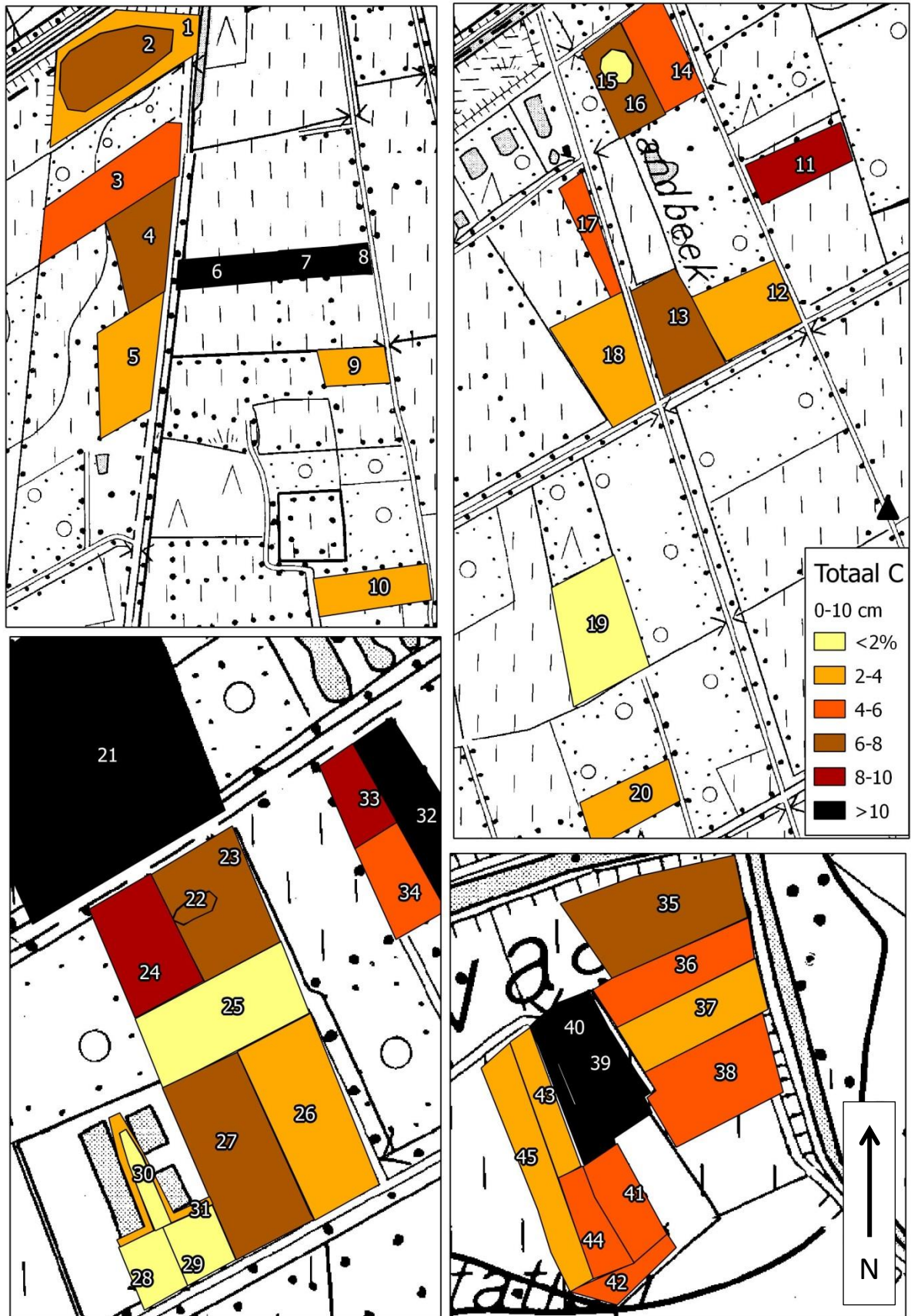
Figuur 28: Concentratie ammonium-N (mg kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



Figuur 29: Concentratie nitraat-N (mg kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



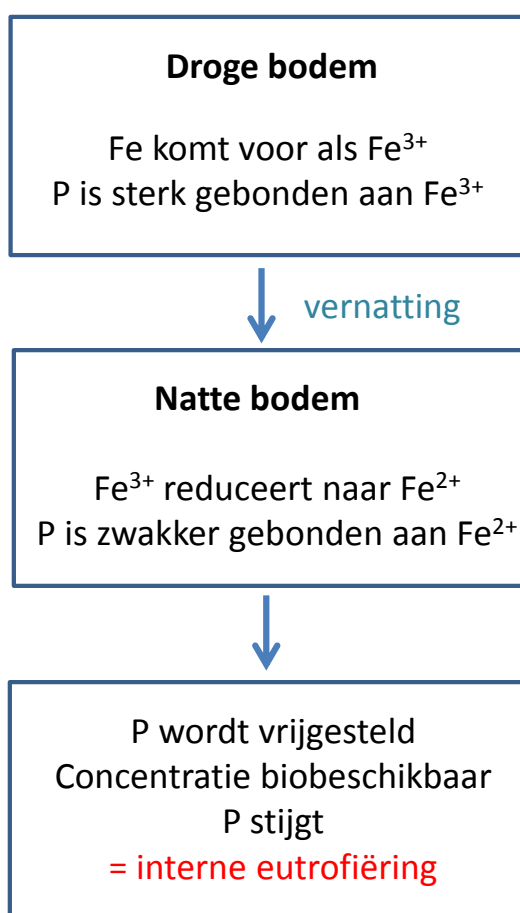
Figuur 30: Percentage totaal N (mg kg^{-1}) op 0-10 cm diepte



Figuur 31: Percentage koolstof (C) (%) op 0-10 cm diepte

6. (Fe-S)/P ratio in de bodem

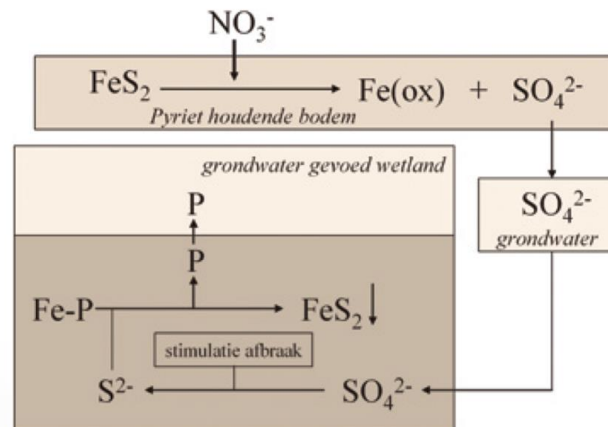
Het verlagen van de grondwatertafel in functie van landbouw of waterwinning leidde tot de degradatie van grondwaterafhankelijke natuur zoals natte heide of nat heischraal grasland, blauwgraslanden, dotterbloemhooiland of kleine of grote zeggenvegetaties. Met het oog op het herstel van dergelijke habitats, is vernatting noodzakelijk, maar vernatting alleen leidt vaak niet tot een volledig herstel. Bij aanvoer van ijzer en/of calciumrijk grondwater, waardoor extra fosfaatbinding optreedt, zijn goede resultaten te behalen. Echter, wanneer op het perceel in kwestie een aanzienlijke fractie van P aan ijzer gebonden is, kan vernatting net leiden tot een extra vrijstelling van P, wat problematisch is voor natuurherstel. 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+} (Figuur 32). De binding tussen Fe^{2+} en P is echter veel minder sterk dan tussen Fe^{3+} en P. Dit maakt dat vernatting resulteert in een mobilisatie van P in de bodemoplossing en in het geval van een plasdras situatie ook in de bovenstaande waterlaag. Hierdoor wordt de biobeschikbare fractie van P nog groter.



Figuur 32: Na vernatting van voormalige landbouwgrond treedt vaak eutrofiëring op door vrijstelling van fosfaat na reductie van Fe^{3+} naar Fe^{2+}

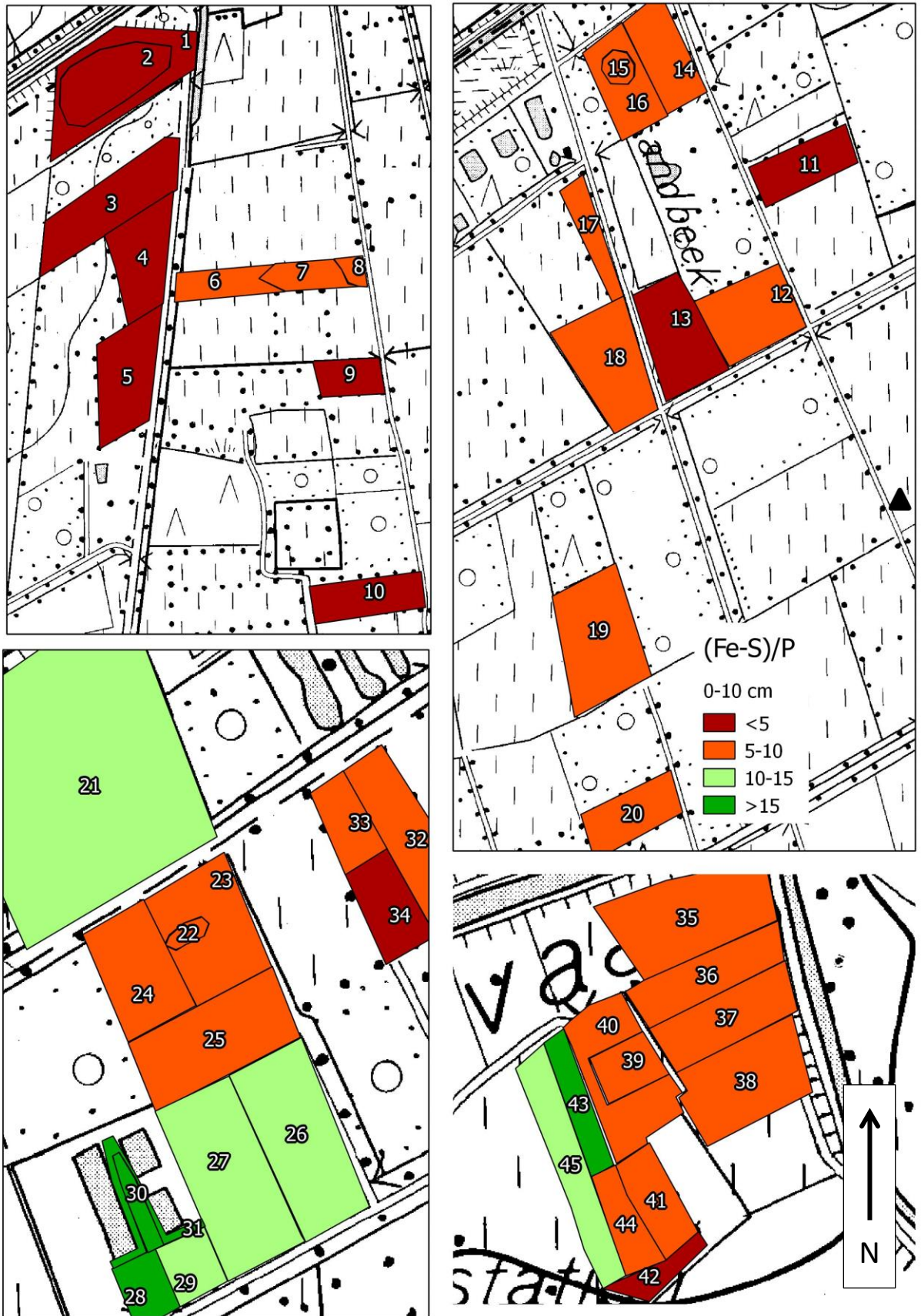
Dit probleem van interne eutrofiëring kan nog versterkt worden wanneer het aangevoerde grondwater rijk is aan sulfaat (Figuur 33). Bodembacteriën gebruiken onder zuurstofarme omstandigheden sulfaat bij de afbraak van organisch materiaal. Hierbij wordt waterstofsulfide gevormd. Het gevormde sulfide zorgt ervoor dat fosfaat in de bodem niet langer goed kan binden aan ijzer, doordat sulfide zelf sterker hecht aan het vrijgekomen ijzer. Dit sulfide kan immers met het

gevormde Fe^{2+} neerslaan tot ijzersulfide (FeS) of pyriet (FeS_2). Fosfaat komt hierdoor vrij in de bodem en diffundeert naar de waterlaag, wat ernstige interne eutrofiëring tot gevolg kan hebben (Smolders et al. 2006). Daarnaast is er minder Fe beschikbaar om nieuw vrijgekomen of aangevoerd fosfaat te binden. Wanneer al het Fe in de bodem vastgelegd is als ijzersulfide kan het toxische sulfide zich bovendien ophopen in de bodem (Smolders et al. 2006). Vernatting van voormalige landbouwbodems kan dus ernstige problemen opleveren voor het herstel van soortenrijke natuur.



Figuur 33: 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 bepaald perceel geschikt is om te vernatten 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. Om in te schatten of een risico bestaat op interne eutrofiëring wordt de (Fe-S)/P ratio (op molaire basis) in de bodem gehanteerd. 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 (Boers & Uunk 1990). Figuur 34 toont de (Fe-S)/P-ratio van de verschillende percelen in de bovenste 10 cm. De (Fe-S)/P-ratio van de diepere bodemlagen kan geraadpleegd worden in de bijlage. De percelen die oranje of rood gekleurd zijn vertonen risico op nalevering van fosfaat onder natte omstandigheden of bij vernatting. Het merendeel van de percelen in het studiegebied vertoont risico op nalevering van fosfaat bij vernatting. Het is dus van belang om de P-stocks drastisch te verminderen voordat vernattingsmaatregelen uitgevoerd worden.



Figuur 34: (Fe-S)/P ratio op 0-10 cm diepte

IV. Abiotiek: grondwater

1. Methodiek

Elf peilbuizen (Provincie Oost-Vlaanderen en VZW Durme) werden geselecteerd die in of dichtbij de onderzochte percelen gelegen zijn (Figuur 35). Staalnames gebeurden op 4-aug-2013 en 3-dec-2013. Grondwater werd opgehaald uit de peilbuizen met behulp van een peristaltische pomp, volgens “het compendium voor monsternamen en analyse (CMA) in uitvoering van het afvalstoffendecreet en het bodemdecreet”, zoals voorzien in het bestek. Veldmetingen (pH, conductiviteit, temperatuur) werden uitgevoerd met behulp van een doorstroomcel. In het chemisch labo van ForNaLab werden volgende ionen concentraties gemeten: HCO_3^- , PO_4^{3-} , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} . Hieronder bespreken we de belangrijkste resultaten aan de hand van Stiff-diagrammen en vergelijkende tabellen met aanduiding van overschrijding van de milieukwaliteitsnorm (BS 9-jul-2010) en de ter beschikking gestelde referentiegegevens van INBO (Impactanalyse (Herr et al. *in voorbereiding*), FlaWet-1.0 (Huybrechts et al. 2009) en NICHE-Vlaanderen (Callebaut et al. 2007)). Een volledig overzicht van de resultaten wordt bij dit rapport aangeleverd als elektronisch rekenblad (Data water.xlsx).

2. Bespreking

Grondwaterkwantiteit en -kwaliteit zijn belangrijke sturende factoren voor grondwaterafhankelijke natuur. In eerste instantie worden de peilfluctuaties doorheen het jaar kort aangehaald. Voor een gedetailleerd overzicht per perceel verwijzen we naar de globale bespreking (deel X). Voor blauwgraslanden en – in mindere mate – dotterbloemgraslanden is ook het type grondwater een belangrijke vereiste: het moet goed gebufferd zijn tegen bodemverzuring ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ -rijk grondwater, lithoclien), met een pH tussen 6 en 8 (van Mullekom et al. 2009). In een laatste onderdeel wordt ook de chemische kwaliteit (nutriënten, zouten, metalen, zuurstof) van het grondwater besproken in relatie tot de referentiedata voor dotterbloemgrasland en blauwgrasland.

Kwantiteit van het grondwater

De gebruikte referentiegegevens voor grondwaterstanden per vegetatietype zijn deze uit NICHE-Vlaanderen (Callebaut et al. 2007) (Tabel 1).

De grondwaterstanden in de zone Moervaart zijn vrij gunstig voor dotterbloemgrasland, hoewel de fluctuaties van het grondwater wat te uitgesproken zijn: 's winters komen hier en daar langdurige overstromingen voor. Door anaerobe condities in de wortelzone, kan uit SO_4^{2-} het voor macrophyten zeer giftige H_2S (waterstofsulfide) gevormd worden. Hier komen typisch zeer soortenarme grote zeggenvegetaties voor (bv. plot 40 en 41). Wanneer veel ijzer in het grondwater aanwezig is, wordt pyriet gevormd (FeS_2). Anderzijds, zakt het grondwater in de zomer relatief diep weg voor dotterbloemgrasland. De grondwaterstanden in de zone Fondatie zijn over het algemeen te laag voor natte natuurdoeltypen (dotterbloemgrasland, blauwgrasland). Na vernatting zijn de grote fluctuaties tussen gemiddelde hoogste en gemiddelde laagste grondwaterstand (GHG en GLG) vaak problematisch voor optimale ontwikkeling van natte natuurdoeltypen (zie DEEL II: FICHES). Een hoge zomergrondwaterstand is essentieel omwille van de bufferende werking van basenrijk kwelwater in de wortelzone en om de invloed van (zuur) regenwater te beperken. De zomergrondwaterstand wordt bepaald door de mate van ontwatering door de pompgemalen. Niet ingrijpen op dit niveau verkleint de kansen voor succesvol herstel van natte natuur aanzienlijk. Een scenario van lokale vernatting, via het opstuwen van kleine waterlopen (FH2, Vanderhaeghe et al. 2010), wordt overwogen als alternatief. Voor meer detail, verwijzen we naar de globale bespreking (deel X).

Tabel 1: Overzicht van de 10-, 25-, 50-, 75- en 90-percentielen voor de gemiddelde hoogste grondwaterstand (GHG) en gemiddelde laagste grondwaterstand (GLG) (in meter tov het maaiveld) per vegetatietype uit NICHE-Vlaanderen (Callebaut et al. 2007), met referentie naar Natura 2000 Habitattypen. Referentiedata voor verschillende bodemtypes werden samengenomen; veenbodems werden niet weerhouden, omdat deze niet voorkomen in het projectgebied

Natura2000 Habitatype			NICHE Vlaanderen*							
Categorie	Subcategorie	Beschrijving	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	GXG	p10	p25	p50	p75	p90
Geen Natura 2000 Habitat, wel regionaal belangrijk biotoop (rbb)	NA	NA	<i>Calthion palustris</i>	Dotterbloemverbond	GLG	-0.97	-0.69	-0.50	-0.34	-0.19
					GHG	-0.19	-0.07	-0.03	0.02	0.08
			<i>Magnocaricion met Phragmites</i>	Grote zeggevegetatie met Riet	GLG	-0.36	-0.19	-0.12	-0.03	0.01
					GHG	-0.05	-0.01	0.09	0.23	0.31
6410: Grasland met Molinia op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem	6410_mo, 6410_ve	Grasland met Molinia op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem (Molinion)	<i>Junco-Molinion</i>	Verbond van biezeknoppen en pijpestrootje	GLG	-1.13	-0.75	-0.28	-0.13	-0.07
					GHG	-0.47	-0.14	-0.05	0.01	0.01
6510: Laaggelegen schraal hooiland	6510, 6510_hu	Laaggelegen schraal hooiland: glanshaververbond	<i>Arrhenatherion elatioris</i>	Glanshaververbond	GLG	-1.98	-1.77	-1.65	-1.23	-0.69
					GHG	-1.28	-0.90	-0.70	-0.56	-0.11
	6510_hua, 6510_hus	Verbond van grote vossenstaart, associatie van Weidekerveltorkruid, Grote pimpernelgraslanden	<i>Alopecurion pratensis</i>	Verbond van Grote vossenstaart	GLG	-0.97	-0.78	-0.67	-0.54	-0.52
					GHG	-0.22	-0.16	-0.10	-0.03	0.01
6510_huk		Kalkrijk kamgrasland (Galio-Trifolietum)	<i>Cynosurion cristati</i>	kamgrasland	GLG	-1.45	-1.19	-0.90	-0.67	-0.61
					GHG	-0.58	-0.25	-0.10	-0.06	0.03
6430: Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van montane en alpiene zones	6430, 6430_hf, 6430_hw, 6430_mr	Voedselrijke zoomvormende ruigten	<i>Filipendulion</i>	Moerasspirea-verbond	GLG	-1.37	-1.05	-0.76	-0.50	-0.38
					GHG	-0.54	-0.40	-0.17	-0.06	0.04
6430_bz		Boszomen	<i>Galio - Alliarion</i>	Verbond look-zonder-look	GLG	-1.58	-1.56	-1.22	-1.07	-0.76
					GHG	-1.20	-0.87	-0.61	-0.44	-0.18
91E0: Elzenbroek	91E0_meso	Mesotroof elzen- en berkenbroek	<i>Carici elongatae-Alnetum</i>	Associatie Elzenzegge-berkenbroekbos	GLG	-1.02	-0.94	-0.67	-0.38	-0.23
					GHG	-0.29	-0.15	-0.06	0.01	0.04

* Voor Habitat 6410 (blauwgrasland) werden enkele niet-geschikte peilbuisdata, gebruikt in NICHE Vlaanderen, verwijderd

Type grondwater

Stiff-diagrammen (Figuur 36, Figuur 37) geven de concentraties (in meq l⁻¹) van de belangrijkste ionen weer. De vorm van de Stiff-diagrammen laat toe 'types' grondwater visueel van elkaar te onderscheiden. De meeste peilbuizen (met uitzondering van peilbuizen 3 en 7) worden gedomineerd door hoge Ca²⁺ en HCO₃⁻ concentraties; we spreken hier van het calciumbicarbonaat (Ca(HCO₃)₂) type, herkenbaar aan de typische aambeeldvorm in de Stiff-diagrammen. Dit *lithocliene* type ontstaat door het oplossen van bodemkalk door geïnfiltreerd regenwater. Daarnaast zijn de SO₄²⁻ concentraties vaak ook vrij hoog. Dit sulfaat is wellicht gevormd door NO₃⁻-oxidatie van pyriet (FeS₂). Dit is het meest uitgesproken voor peilbuizen 5 (maïsakker) en 8 (baggerperceel). Deze vertonen tevens ook verhoogde Na⁺ en Cl⁻ concentraties wat een indicatie is voor een korte verblijftijd van het grondwater (Paulissen et al. 2007). Hoge SO₄²⁻ concentraties verhogen het risico op interne eutrofiëring bij vernatting. Hierbij wordt, onder anaërobe omstandigheden, organisch materiaal afgebroken met sulfaat als oxidator (Kemmers & Koopmans 2009). In combinatie met de reductie van ijzer(II)oxiden leidt dit tot pyriet-vorming, gaat de fosfaatadsorptiecapaciteit verloren en wordt fosfaat gemobiliseerd.

De pH van het grondwater lag tussen 6.7 en 8.1 in augustus en iets lager (6.1-8.0) in december. De laagste pH's werden gemeten langs akkers (peilbuizen 5 en 7) en weiland (peilbuis 3), wat kan wijzen op verzuring geïnduceerd door nitrificatie.

Kwaliteit van het grondwater

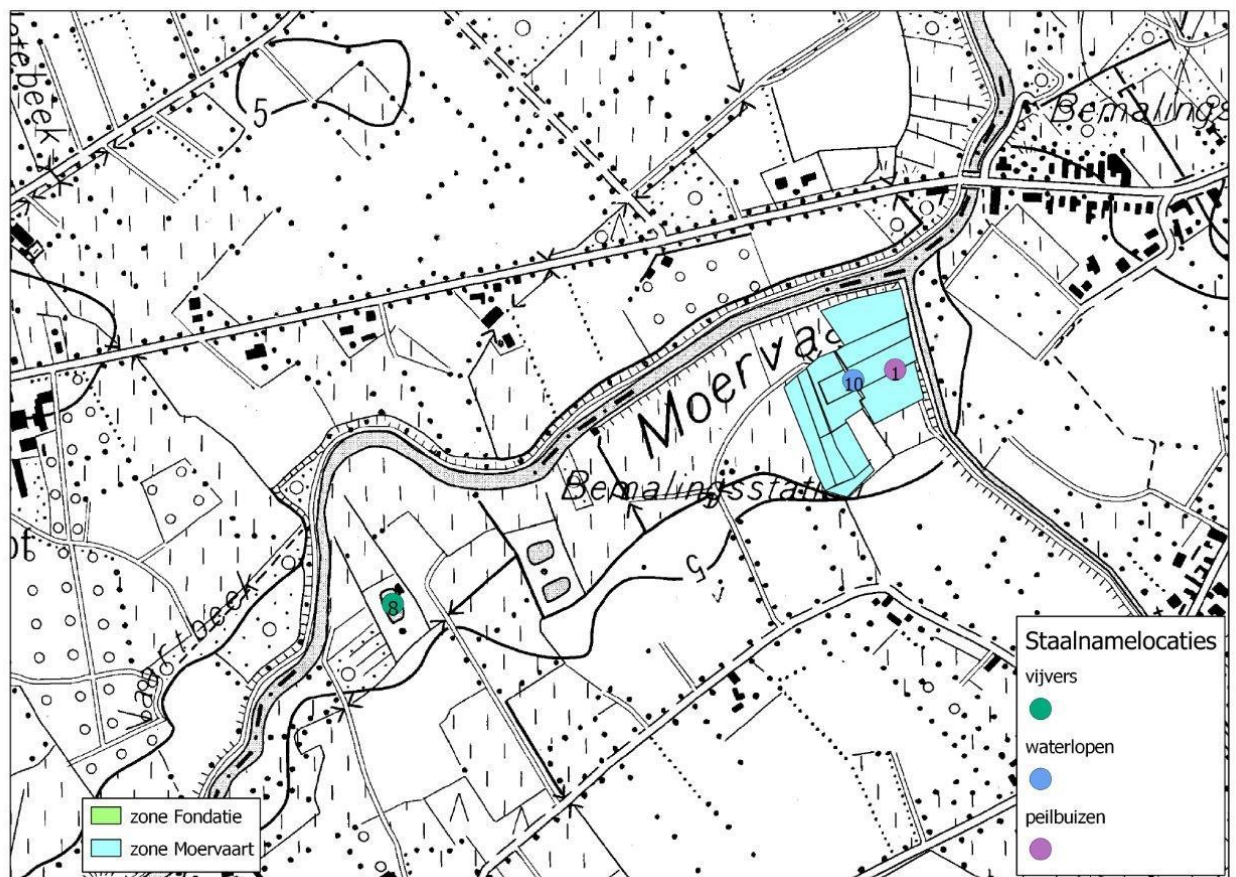
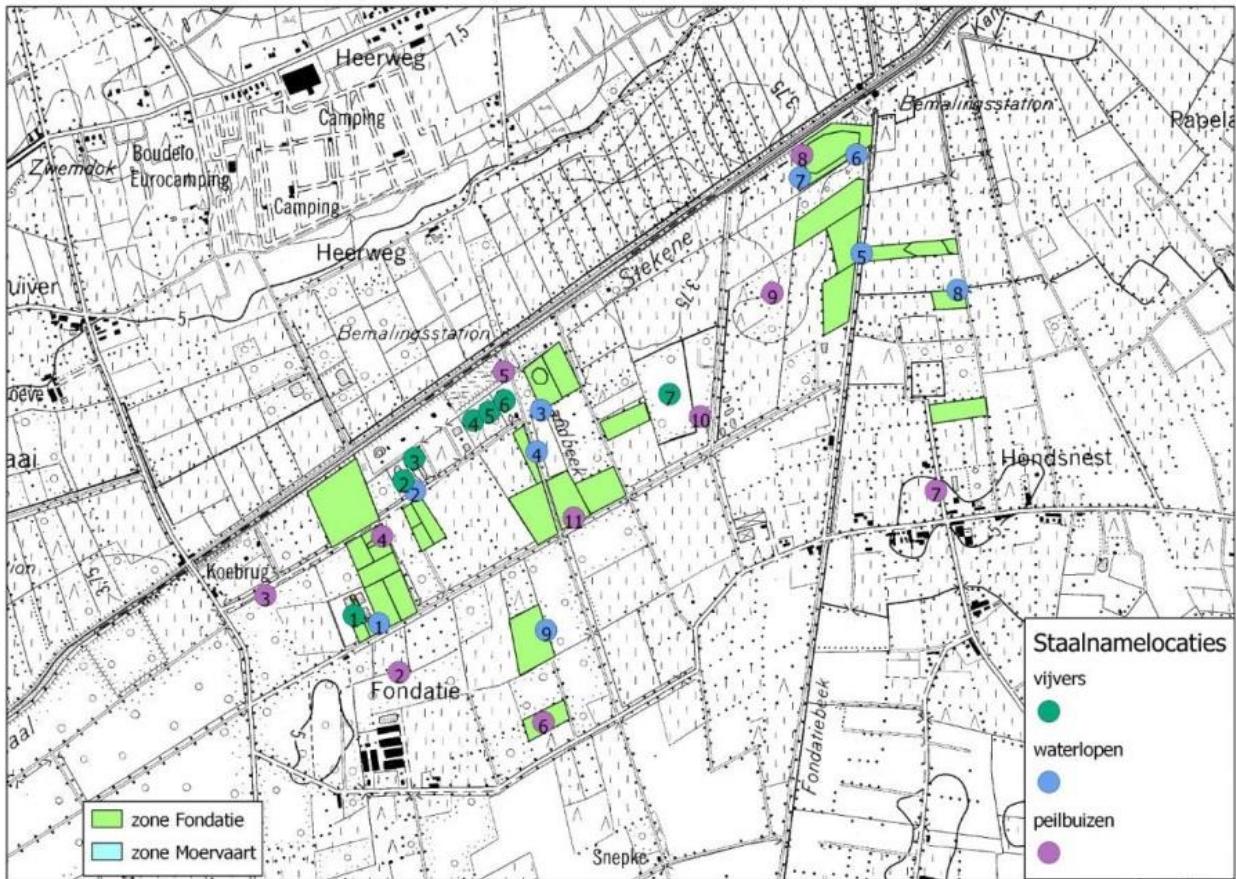
Alle anionen en kationen werden getoetst aan de milieukwaliteitsnorm (BS 9-jul-2010). De gehalten aan fosfaat, ammonium en nitraat werden afgetoetst aan referentiedata voor blauwgrasland en dotterbloemgrasland (Tabel 2). In overleg met Floris Vanderhaeghe (INBO) werd besloten dat de data opgenomen in de impactanalyse (Herr et al. *in voorbereiding*) het meest geschikt zijn als referentiedata voor het Europese habitattypen 6410 (blauwgrasland). Voor dotterbloemgrasland werden 90-percentielwaarden berekend op basis van de data in FlaWet-1.0 (Huybrechts et al. 2009), gezien dit regionale biotoop niet is opgenomen in de impactanalyse.

Peilbuizen 2 (lichte overschrijding voor NH₄⁺ in de winter) en 6 (geen data in de zomer) zijn de enige waarvoor de N (NH₄⁺ en NO₃⁻) en P (PO₄³⁻) concentraties onder de 90-percentielwaarde voor blauwgrasland (H6410) vallen. Bovendien wordt hier over de hele lijn de milieukwaliteitsnorm gehaald; ze krijgen de beste score (++, Figuur 38) toebedeeld. De N en P gehalten in peilbuizen 3 (maar teveel NO₃⁻ in de winter), 4 (geen data in de zomer), 9 en 11 (geen data in de zomer) voldoen niet aan de eisen voor blauwgrasland, maar wel aan deze voor het regionaal belangrijke biotoop dotterbloemgrasland. Ook hier wordt over de hele lijn de milieukwaliteitsnorm gehaald; met uitzondering van peilbuis 3 krijgen ze een goede score (+) toegewezen. De overige peilbuizen overschrijden de milieukwaliteitsnorm voor één of meerdere ionen, zowel in de zomer als in de winter; ze krijgen een negatieve beoordeling (-). Peilbuis 8 (baggerperceel) is het enige met sterk verhoogde fosfaatconcentratie, daarom wordt hier een '--' toegekend. Peilbuizen 8 en 10 vertonen te hoge NH₄⁺ concentraties en peilbuizen 3 (winter) en 7 (zomer) vertonen te hoge NO₃⁻ concentraties. Daarnaast wordt hier en daar de norm voor Ca²⁺ (peilbuizen 5 en 10), K⁺ (peilbuizen 1, 7 en 8) en SO₄²⁻ (peilbuizen 5 en 8) overschreden.

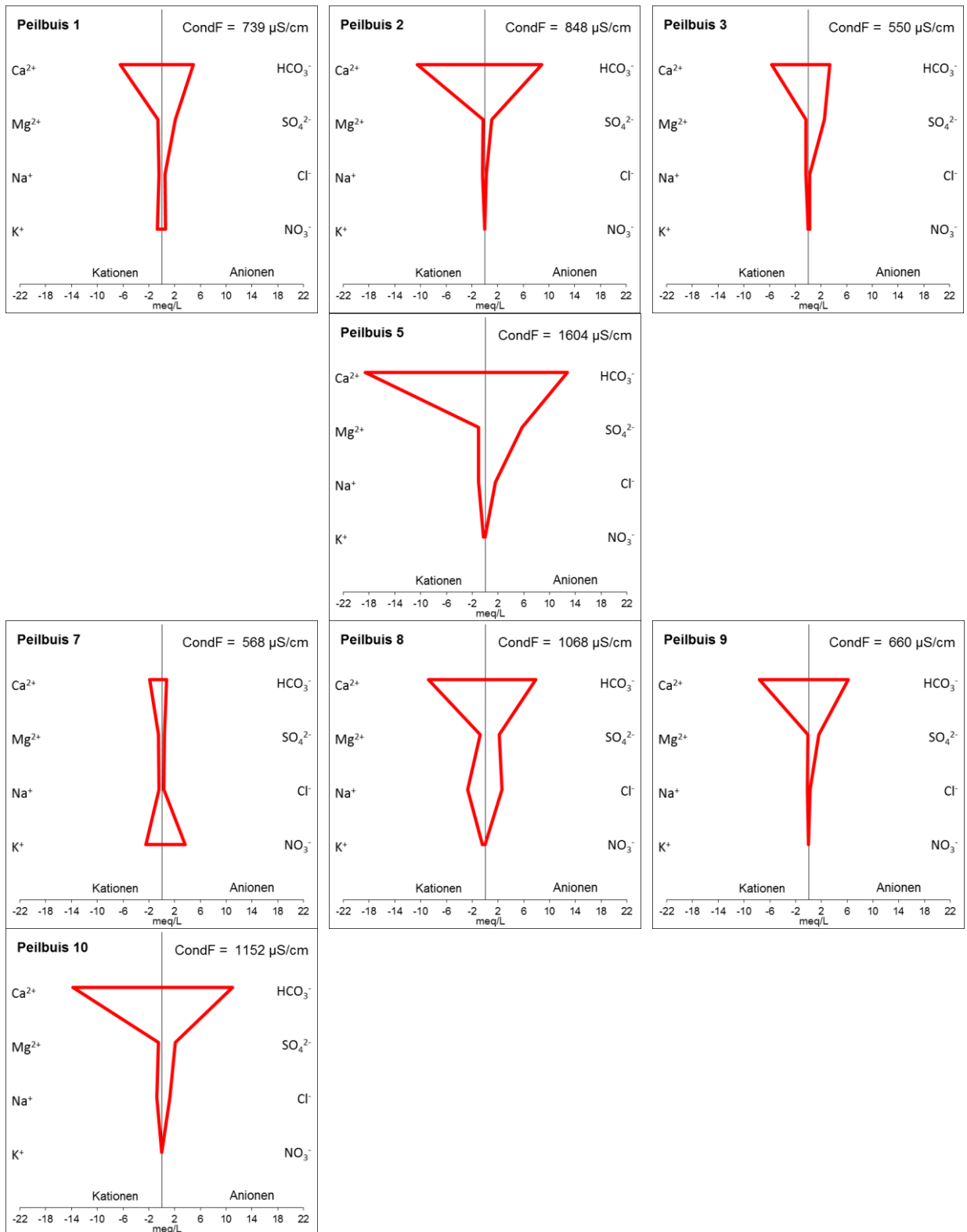
De sterk verhoogde SO₄²⁻ concentraties in combinatie met lage NO₃⁻ concentraties (peilbuizen 5 en 8) is hoogstwaarschijnlijk het gevolg van pyriet-oxidatie in anaërobe omstandigheden met NO₃⁻ als oxidator: NO₃⁻ spoelt uit naar het grondwater en gaat daarbij door een pyriet-houdende laag, O₂ is

reeds opgebruikt voor de afbraak van organisch materiaal en kan niet meer dienen als oxidator. Deze NO_3^- -geïnduceerde vorming van SO_4^{2-} vormt een belangrijk risico voor interne eutrofiëring (zie ook §6, Hoofdstuk III), wat kan leiden tot de mobilisatie van fosfaten (Figuur 33). Dit lijkt het geval bij peilbuis 8 (baggerperceel).

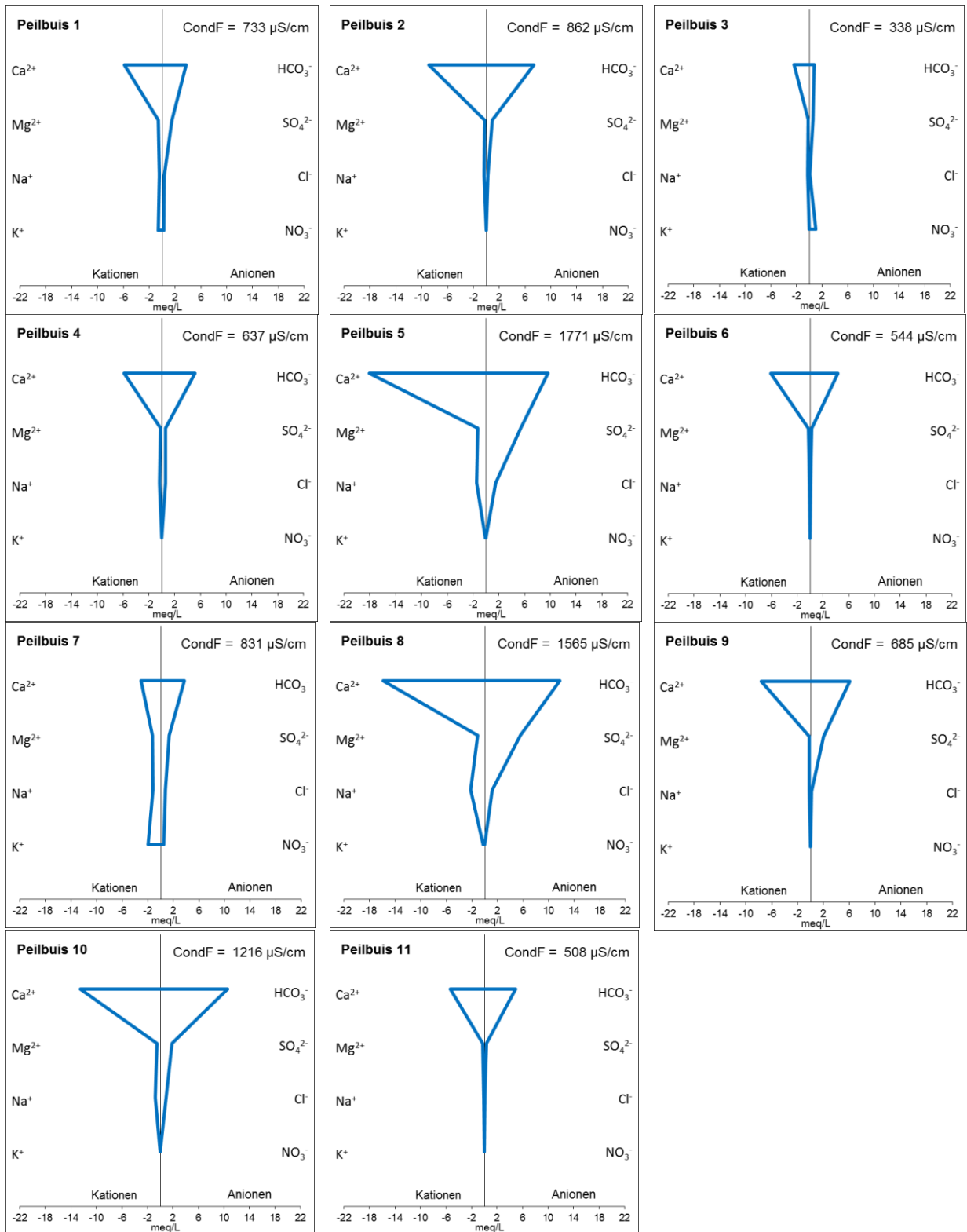
De $\text{Fe}^{2+/3+}$ concentraties zijn niet bijzonder hoog in vergelijking met de waarden uit de FlaWet-1.0 databank: 10-90 percentiel van 0-41 $\text{mg Fe}^{2+/3+} \text{ l}^{-1}$ voor blauwgrasland en 9-32 $\text{mg Fe}^{2+/3+} \text{ l}^{-1}$ voor dotterbloemgrasland (Huybrechts et al. 2009). Wel kunnen peilbuizen met wat meer Fe ($>1 \text{ mg l}^{-1}$) onderscheiden worden: peilbuizen 2, 10, 11, ook wel 5 (zomer) en 8 (winter). Het ijzergehalte is van belang omdat de fosfaatmobilisatie naar het oppervlaktewater sterk zou toenemen wanneer de Fe:PO₄ ratio kleiner is dan 1 mol mol^{-1} (Lamers et al. 2010); hoe meer ijzer hoe kleiner dit risico. Dit is enkel bij peilbuis 8 (baggerperceel) het geval.



Figuur 35: Locaties van bemonsterde peilbuizen, waterlopen en vijvers in de Fondatie (boven) en de Moervaartmeersen (onder)



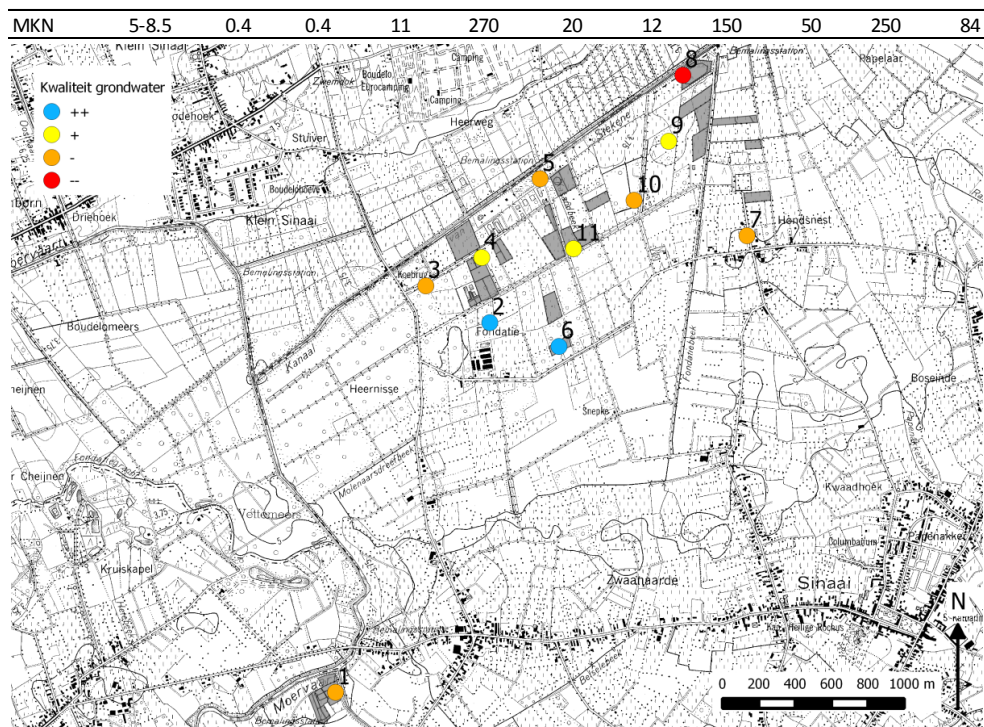
Figuur 36: Stiff-diagrammen van de zomerbemonstering (4-aug-2013) van 8 van de 11 peilbuizen. Het peil van buizen 4, 6 en 11 was te laag voor stalname



Figuur 37: Stiff-diagrammen van de winterbemonstering (3-dec-2013) van de 11 peilbuizen

Tabel 2: Beperkt overzicht van de chemische samenstelling van het grondwater voor zomer- (4-aug-2013) en winterstaalname (3-dec-2013). In de zomer stond het peil in drie peilbuizen te laag voor staalname. Het volledige overzicht van resultaten is bij dit rapport aangeleverd als elektronisch rekenblad (Data water.xlsx). **Tekstkleur** (PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_3^-): overschrijding van 90-percentielwaarde voor dotterbloemgrasland én blauwgrasland (rood) of enkel voor blauwgrasland (oranje); **achtergrondkleur**: overschrijding van de richtwaarden volgens de milieukwaliteitsnorm (MKN, BS 9-jul-2010) (oranje); peilbuis voldoet over de hele lijn aan de eisen van blauwgrasland én dotterbloemgrasland (blauw), of enkel aan deze voor dotterbloemgrasland (geel). Referentiewaarden voor blauwgrasland zijn gebaseerd op de Impactanalyse van INBO; voor dotterbloemgrasland werden 90-percentielwaarden berekend uit de FlaWet-1.0 databank van INBO (Huybrechts et al. 2009)

Peilbuis	pH	PO_4^{3-} -P	NH_4^+ -N	NO_3^- -N	Ca^{2+}	$Fe^{2+/3+}$	K^+	Na^+	Mg^{2+}	Cl^-	SO_4^{2-} -S
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
ZOMER											
1	7.04	<0.01	0.21	8.13	128	0.01	26.0	9.9	7.5	18.2	33.7
2	6.83	<0.01	0.19	<0.02	210	1.97	0.2	7.6	3.3	8.6	16.8
3	6.87	<0.01	0.22	3.54	113	0.03	0.7	7.2	4.2	9.8	40.9
4	7.24	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water
5	6.70	<0.01	0.20	0.06	372	1.55	8.9	23.6	12.0	56.8	91.8
6	7.52	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water
7	6.85	<0.01	0.04	50.31	38	0.06	97.4	10.3	6.5	11.7	7.2
8	7.60	3.29	9.88	0.13	177	0.06	17.7	62.5	9.8	92.0	35.5
9	8.08	<0.01	0.28	0.02	152	0.74	0.3	3.9	1.6	7.2	25.9
10	8.10	0.11	1.03	<0.02	275	2.45	0.5	18.5	6.4	44.1	34.1
11	7.82	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water	gn water
WINTER											
1	7.07	<0.01	0.09	2.9	117	0.25	22.6	9.8	7.3	12.5	23.8
2	6.84	<0.01	0.26	0.0	178	1.47	0.2	8.2	3.4	7.6	14.8
3	6.08	<0.01	0.03	14.4	48	0.08	0.1	6.2	2.5	4.0	8.8
4	7.21	<0.01	0.23	0.0	117	0.57	0.3	8.8	2.4	19.9	9.8
5	6.77	<0.01	0.25	0.0	363	0.69	3.9	32.9	15.5	52.7	86.1
6	8.01	<0.01	0.09	0.1	122	0.29	0.5	2.0	3.5	1.9	3.8
7	6.29	<0.01	0.03	6.6	62	0.45	77.5	28.1	15.6	25.3	22.0
8	6.92	0.63	1.57	0.0	318	1.07	11.1	51.4	13.0	41.6	89.5
9	7.24	<0.01	0.34	0.1	152	0.85	0.3	3.6	2.0	6.2	32.9
10	6.84	<0.01	0.73	0.0	251	2.05	0.4	16.9	6.5	31.2	29.8
11	7.22	<0.01	0.38	<0.02	106	4.08	0.6	2.9	2.8	3.4	4.6



Figuur 38: Aanduiding van de grondwaterkwaliteit in het projectgebied

V. Abiotiek: oppervlaktewater

1. Methodiek

Tien waterlopen en acht vijvers werden geselecteerd voor staalname (Figuur 35). De vijvers werden twee maal bemonsterd samen met het grondwater (4-aug-2013 en 3-dec-2013), de waterlopen vier maal (6-mei-2013, 4-aug-2013, 27-sep-2013 en 3-dec-2013). Het water werd met een emmer en touw of telescopische maatbeker opgeschept. Veldmetingen (pH, conductiviteit, temperatuur, O₂ verzadigingsgraad) werden uitgevoerd in een maatbeker. In het chemisch labo van ForNaLab werden volgende parameters gemeten: chemische zuurstofvraag (COD), zwevende stoffen, HCO₃⁻, PO₄³⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺, HCO₃⁻, CO₃²⁻, Fe^{2+/3+}, Al³⁺, totaal N en P. Biologische zuurstofvraag (BOD₅²⁰) werd gemeten door het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek (PCM). Hieronder bespreken we de belangrijkste parameters in relatie tot de milieukwaliteitsnorm (BS 9-jul-2010) en bijkomende referentiewaarden uit de literatuur. Een volledig overzicht van de resultaten is bij dit rapport aangeleverd als elektronisch rekenblad (Data water.xlsx).

2. Resultaten

Kwantiteit van het oppervlaktewater

Het peil in de waterlopen (niet opgemeten) zakt sterk in de zomer. Hierdoor stonden zes van de tien waterlopen volledig droog bij de staalname op 4-aug-2013 (Tabel 4). Eén van de waterlopen (6) stond jaarrond droog; dit is een kleine gracht langs het baggerperceel. Dit betekent dat lokale opstuwing van beekwater om het grondwaterpeil te verhogen slechts zeer beperkt mogelijk is. Als alternatief voor het opstuwen van beekwater stellen we voor grachten te verondiepen met humusarm zandig substraat (bv. hergebruik van zand van de landtong, plot 30). Op die manier wordt het baserijk grondwater minder snel gedraineerd. Deze maatregel wordt bovendien naar voor geschoven als goede praktijk voor hydrologisch herstel van blauwgrasland (Jansen et al. 2008).

Kwaliteit van het oppervlaktewater

De chemische kwaliteit van het oppervlaktewater werd getoetst aan de milieukwaliteitsnormen (BS 9-jul-2010). Voor parameters waar de verschillende normen gelden afhankelijk van het type oppervlaktewater, werden deze voor type *kleine beek* (waterlopen) en *matig ionenrijk, alkalisch meer* (vijvers) gebruikt. Overschrijdingen van de norm zijn oranje gemarkeerd in Tabel 3 en Tabel 4). Een belangrijke opmerking hierbij is dat deze normen voor basismilieukwaliteit niet erg streng zijn; de normen voor vispopulaties en voor drinkwater zijn een stuk strenger. Voor het gehalte fosfaten, werd daarom nog een extra categorie aangeduid (gele markering in de tabellen); het gaat om voedselrijk water (>0.03 en <0.1 mg PO₄³⁺-P l⁻¹) waar de milieukwaliteitsnorm weliswaar gehaald wordt, maar een risico bestaat op algenbloei (Bobbink et al. 2009). Voor waterpartijen met fonteinkruiden vonden we geen referentiegegevens voor oppervlaktewater; een éénmalige meting van het grondwater op 2m (Denys et al. 2012), gaf een PO₄³⁺-gehalte van 0.01 mg PO₄³⁺-P l⁻¹.

De vijvers scoren goed wat beschikbare nutriënten betreft, enkel vijver 8 (zone moervaart) overschrijdt de milieukwaliteitsnorm voor NH₄⁺. In de winter had vijver 7 wat meer PO₄³⁻, maar wordt de norm wel gehaald. Het is belangrijk hierbij op te merken dat staalname in het centrale deel van deze vijver niet mogelijk was in de winter omwille van de brede rietkraag rondom. Met een telescopische maatbeker werd daarom water geschept tussen het riet. De pH van vijver 1 (linievisser) was in de zomer erg hoog (9.48), wat kan leiden tot vorming van ammonia (NH₃, toxisch voor vissen). In heel wat vijvers was de O₂-verzadiging te laag, wat nadelig is voor waterorganismen. In een aantal gevallen (vijvers 4, 5 en 8) wordt dit hoogstwaarschijnlijk veroorzaakt door rottend bladmateriaal en kan het kappen van bomen dicht bij de oever de waterkwaliteit verbeteren. In een

aantal vijvers (3, 6 en 8) is de O₂-verzadiging te hoog in de zomer; een waarschijnlijke oorzaak hiervoor is algenbloei ten gevolge van eutrofiering. De fosfaat, ammonium en nitraatconcentraties wijzen hier echter niet op. Het sulfaatgehalte was in één vijver (7) bijzonder hoog in de zomer, de andere vijvers voldoen aan de norm. Sulfaat kan leiden tot interne eutrofiëring (zie §6 in Hoofdstuk III). Als richtwaarde mag de sulfaatconcentratie in het oppervlaktewater van zoetwatergebieden maximaal 3 - 7 mg S l⁻¹ bedragen. (Lamers et al. 2010): deze drempelwaarde is ook bij vijver 1 overschreden in de winter.

Tabel 3: Beperkt overzicht van de chemische samenstelling van de vijvers voor zomer- (4-aug-2013) en winterstaalname (3-dec-2013). Het volledige overzicht van de resultaten is bij dit rapport aangeleverd als elektronisch rekenblad (Data water.xlsx). Oranje achtergrond: voldoet niet aan de milieukwaliteitsnorm (BS 9-jul-2010). De milieukwaliteitsnormen (MKN) voor matig ionenrijk, alkalisch meer (Ami) zijn onderaan de tabel weergegeven. Voor opgeloste nutriënten (omkaderd), werden de milieukwaliteitsnormen voor kleine beek of voor viswater (NH₄⁺) gehanteerd. Zhj-gem: zomerhalfjaargemiddelde; 90-perc.: 90-percentiel

	pH	PO ₄ ³⁻ -P	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	totaal P	totaal N	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻ -S	O ₂ verzadiging	COD	BOD		
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	
ZOMER	1	9.48	<0.01	0.21	<0.02	0.02	0.7	9.48	4.20	12.0	143	16	<3
	2	7.36	<0.01	0.30	<0.02	0.04	0.8	2.67	3.54	4.2	49	18	3
	3	7.45	<0.01	0.66	<0.02	0.19	1.6	3.36	2.36	4.7	53	34	5
	4	7.72	<0.01	0.23	<0.02	0.12	1.2	1.64	4.68	6.8	82	30	3
	5	7.73	<0.01	0.31	<0.02	0.07	0.6	10.48	5.39	6.4	74	28	<3
	6	8.12	<0.01	0.04	<0.02	0.30	1.6	2.17	0.87	11.8	141	42	9
	7	7.96	<0.01	0.21	<0.02	0.14	1.2	7.15	128.81	14.9	190	25	4
	8	7.20	<0.01	1.94	<0.02	0.58	3.0	12.28	0.46	2.4	27	40	<3
WINTER	1	7.78	<0.01	0.07	<0.02	0.04	<0.5	10.87	8.78	10.9	86	<10	<3
	2	7.48	<0.01	0.23	<0.02	0.03	<0.5	6.96	2.14	6.9	54	<10	<3
	3	7.33	<0.01	0.34	0.02	0.06	<0.5	5.83	1.56	3.1	25	<10	<3
	4	7.41	<0.01	0.12	<0.02	0.03	<0.5	4.29	1.41	5.8	45	<10	<3
	5	7.35	<0.01	0.08	<0.02	0.05	<0.5	11.63	3.39	4.5	35	<10	<3
	6	7.53	<0.01	0.15	<0.02	0.04	<0.5	3.83	0.84	7.1	55	<10	<3
	7	7.04	0.10	0.35	<0.02	0.28	1.1	10.92	21.67	2.8	22	28	<3
	8	7.10	<0.01	1.92	<0.02	0.23	2.7	13.21	0.78	1.9	15	25	4
MKN	6.5-8.5	0.1	1	10	0.07	1.3	140	100	6.0	120	30	6	
toetsing	min-max	max.	max.	max.	zhj-gem.	zhj-gem.	90-perc.	gem.	10-perc.	max.	90-perc.	90-perc.	

Ook de waterlopen zijn niet al te veel verontreinigd met PO₄³⁻. Echter, in de zomer en het najaar, bevatten de waterlopen die niet droogvielen meestal teveel fosfaten; het gaat over de Fondatiegracht (5), de gracht langs het baggerperceel (6), en in mindere mate ook de gracht aan de overzijde van de Fondatiegracht (8). Opvallend is waterloop 10 (Moervaartmeersen), met zeer lage fosfaatgehalten in combinatie met een hoog ijzergehalte (Tabel 4), op terrein herkenbaar aan de oranje kleur. Deze waterloop bevat wel veel zwevende stoffen, en overschrijdt daarbij als enige de hiervoor geldende milieukwaliteitsnorm (data in elektronische bijlage). De norm voor ammonium wordt in alle waterlopen overschreden, terwijl nitraat en nitriet nagenoeg overal voldoen. De meeste waterlopen bevatten te weinig zuurstof in de zomer en het najaar, maar te veel in de lente. Het gebrek aan O₂ is grotendeels te wijten aan rottend bladmateriaal, gezien veel waterlopen langsheen bosjes of bomenrijen lopen. Een mogelijke verklaring voor de hoge O₂-verzadiging in de lente is overvloedige plantengroei (kroos, algen), maar hier is geen duidelijke link met nutriëntengehalten.

Tabel 4: Beperkt overzicht van de chemische samenstelling van de waterlopen voor lente- (6-mei-2013), zomer- (4-aug-2013), herfst (27-sep-2013) en winterstaalname (3-dec-2013). Het volledige overzicht van resultaten is bij dit rapport aangeleverd als elektronisch rekenblad (Data water.xlsx). **Oranje achtergrond:** voldoet niet aan de basis milieukwaliteitsnorm (BS 9-jul-2010). De basis milieukwaliteitsnorm (MKN) en bijhorende toetsingswijze zijn onderaan de tabellen weergegeven. **Gele achtergrond (enkel fosfaat):** kans op algenbloei.

	totaal N mg/l				NH ₄ ⁺ -N mg/l				NO ₃ ⁻ -N mg/l				NO ₂ ⁻ -N mg/l			
	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter
1	2.5	gn water	gn water	2.2	1.80	gn water	gn water	1.59	0.04	gn water	gn water	0.23	0.02	gn water	gn water	0.06
2	2.2	gn water	<0.5	1.9	1.63	gn water	0.78	1.46	<0.02	gn water	0.50	0.20	0.02	gn water	0.02	0.05
3	2.2	gn water	gn water	1.6	1.55	gn water	gn water	1.36	0.05	gn water	gn water	0.19	0.02	gn water	gn water	0.05
4	2.2	gn water	gn water	2.1	1.81	gn water	gn water	0.85	0.02	gn water	gn water	0.45	0.02	gn water	gn water	0.08
5	2.6	3.7	3.6	4.3	2.25	2.64	0.44	1.34	1.42	0.17	2.75	2.28	0.17	0.15	0.12	0.08
6	2.7	2.5	2.6	2.2	1.93	1.53	1.48	1.39	0.80	0.30	0.94	0.19	0.06	0.12	0.08	0.05
8	4.2	3.7	2.3	5.1	3.24	1.72	0.32	2.20	3.49	0.41	1.76	1.51	0.64	0.57	0.03	0.08
9	<0.5	gn water	gn water	0.5	2.06	gn water	gn water	0.20	0.18	gn water	gn water	0.05	0.02	gn water	gn water	0.05
10	4.1	<0.5	<0.5	1.9	1.75	0.44	0.42	0.29	<0.02	<0.02	<0.02	0.13	0.02	0.08	0.04	0.03
MKN	6 mg/l (90-percentiel)				1 mg/l (maximum voor viswater)				10 mg/l (90-percentiel)				0.6 mg/l (maximum)			

	totaal P mg/l				PO ₄ ³⁻ -P mg/l				SO ₄ ²⁻ -S mg/l				totaal Fe mg/l			
	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter
1	0.04	gn water	gn water	0.11	<0.01	gn water	gn water	<0.01	19	gn water	gn water	28	0.03	gn water	gn water	2.94
2	0.06	gn water	0.12	0.1	<0.01	gn water	<0.01	<0.01	19	gn water	192	26	0.03	gn water	5.65	2.40
3	0.04	gn water	gn water	0.06	<0.01	gn water	gn water	<0.01	19	gn water	gn water	28	0.03	gn water	gn water	1.99
4	0.05	gn water	gn water	0.15	<0.01	gn water	gn water	<0.01	49	gn water	gn water	49	0.10	gn water	gn water	1.62
5	0.05	0.42	0.27	0.11	<0.01	0.20	0.08	<0.01	25	20	36	27	0.02	0.04	0.79	0.71
6	0.09	0.65	0.56	0.05	0.08	0.41	0.36	<0.01	23	35	29	37	0.01	0.03	0.46	1.24
8	0.07	0.29	0.10	0.12	<0.01	0.07	<0.01	<0.01	26	22	40	24	0.03	0.10	0.46	0.86
9	0.09	gn water	gn water	0.12	0.05	gn water	gn water	<0.01	9	gn water	gn water	28	0.07	gn water	gn water	1.80
10	0.03	1.39	2.42	0.27	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0	104	55	10	5.62	11.68	53.75	4.03
MKN	0.14 mg/l (zomerhalfjaargem.)				0.1 mg/l (gemiddelde)				90 mg/l (gemiddelde)				geen norm			

	O ₂ verzadiging mg O ₂ /l				O ₂ verzadiging %				COD mg O ₂ /l				BOD mg O ₂ /l			
	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter
1	12.3	gn water	gn water	3.9	134	gn water	gn water	32	46	gn water	gn water	11	10	gn water	gn water	<3
2	12.2	gn water	3.7	4.1	136	gn water	37	33	50	gn water	26	26	9	gn water	<3	<3
3	8.3	gn water	gn water	3.8	141	gn water	gn water	31	55	gn water	gn water	21	11	gn water	gn water	<3
4	5.4	gn water	gn water	4.3	87	gn water	gn water	35	53	gn water	gn water	45	<3	gn water	gn water	<3
5	13.5	4.2	4.2	7.5	218	47	42	62	36	14	11	<10	6	3	<3	<3
6	18.0	4.4	2.9	6.9	286	51	29	56	41	19	12	25	8	<3	<3	<3
8	9.0	4.1	9.3	7.1	151	44	93	60	50	33	15	<10	10	3	<3	<3
9	8.0	gn water	gn water	1.5	123	gn water	gn water	12	38	gn water	gn water	19	6	gn water	gn water	<3
10	1.0	2.4	0.6	4.4	14	24	6	34	132	88	86	34	59	5	3	4
MKN	6 mg/l (10-percentiel)				120 % (maximum)				30 mg/l (90-percentiel)				6 mg/l (90-percentiel)			

VI. Vegetatie

1. Methodiek

Selectie van vegetatiekundige eenheden

De geselecteerde percelen werden ingedeeld in 45 vegetatiekundige eenheden. Een 'eenheid' valt vaak samen met beheereenheden, topografie of grondgebruiksgeschiedenis. Zo is er een duidelijk verschil in vegetatie tussen gemaaide zones, begraasde zones, en bos- of ruigtezones zonder beheer, is een oeverzone eenvoudig te onderscheiden van een opgehoogde zone, en is de vroegere locatie van een schapenstal gemakkelijk af te lezen als ruigere zone in het perceel.

Daarnaast zijn er ook verschillen in zonering van de vegetatie zichtbaar waarvan de oorzaak minder voor de hand ligt. Zo kan een perceel lokaal meer bemest geweest zijn, of kan er in bepaalde zones meer moeraskalk in de bodem aanwezig zijn. Bij de (visuele) selectie van vegetatie eenheden werd gestreefd naar een optimum tussen de mate van detail en het aantal percelen dat bemonsterd kon worden.

Opname van de vegetatie en aandachtsoorten

In elke vegetatiekundige eenheid werd een vegetatieopname (2x2 m²) uitgevoerd. Voor alle hogere plantensoorten werd het percentage bedekking geschat. Daarnaast werden aandachtsoorten voor blauwgrasland (Tabel 6) die in het perceel aanwezig waren, maar ontbraken in het proefvlak, genoteerd.

Classificatie van de vegetatie

De visueel te onderscheiden vegetatiekundige eenheden werden geclassificeerd met behulp van een TWINSPAN analyse. Om deze classificatie robuust te maken, werden niet-graslandsoorten zoals zaailingen van eik, berk en wilg niet meegenomen.

De groepen uit de TWINSPAN analyse werden vervolgens gelinkt aan de indeling van plantengemeenschappen volgens De vegetatie van Nederland (Schaminée et al. 1996, Stortelder et al. 1999) met behulp van het programma SynBioSys (Hennekens et al. 2001). Hiervoor werd elke opname geclassificeerd. Vaak zijn er meerdere mogelijke plantengemeenschappen voor één opname. Voor elke TWINSPAN groep werd de vaakst voorkomende plantengemeenschap volgens SynBioSys weerhouden.

Unconstrained ordinatie

We voerden ook een *unconstrained* ordinatie (NMDS) uit om visueel meer inzicht te krijgen in de vegetatiekundige variatie tussen de opnamen. *Unconstrained* wijst erop dat de maximale variatie in soortensamenstelling wordt weergegeven, in tegenstelling tot een *constrained* ordinatie waarin de soortensamenstelling gelinkt wordt aan bijvoorbeeld milieugradiënten. De NMDS ordinatie werd vergeleken met de classificatie via TWINSPAN.

Diversiteitsmaten

Om een beter inzicht te krijgen in de diversiteit en samenstelling van de vegetatiekundige eenheden, werd de soortenrijkdom (S), het bedekkingsaandeel van grassen, de Shannon diversiteitsindex (H') en Pielou's evenness index (J') berekend:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \ln p_i)$$
$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Met p_i de bedekkingsfractie van soort i

2. Resultaten

De vegetatieopnames worden aangeleverd in digitaal formaat (rekenblad). Deze worden eveneens opgenomen op de fiches (DEEL 2: FICHES), samen met de TWINSPAN classificatie en bijhorende naamgeving volgens de Vegetatie van Nederland alsook de BWK code. Deze laatste werd in eerste instantie overgenomen van de BWK versie 2 en waar nodig aangepast.

Leeswijzer

TWINSPAN is een classificatiemethode waarbij de vegetatieopnamen telkens worden ingedeeld in twee duidelijk onderscheiden groepen. Bij elke opsplitsing worden er ook indicatorsoorten gedefinieerd die wel of niet aanwezig moeten zijn om een opname tot een bepaalde groep te kunnen rekenen. Het eindresultaat geeft clusters van opnamen die vrij goed op elkaar gelijken, geordend in een dendrogram (Figuur 39). Voor de eenvoud, gebruiken we in de bespreking verder de codes van deze vegetatieklassen. Voor bijhorende opnamennummers verwijzen we eveneens naar Figuur 39.

Shannon diversiteitsindex is een diversiteitsmaat met hogere waarden naarmate eenzelfde aantal soorten meer evenredig verdeeld zijn. Op die manier wordt gecorrigeerd voor dominante soorten.

Pilou's evenness index geeft aan hoe evenredig de soortabundanties in de opname zijn. De maximumwaarde (1) wordt gehaald wanneer alle soorten een zelfde bedekking hebben.

TWINSPAN classificatie

In een eerste iteratie wordt de groep met ruigten (R) afgesplitst van de rest. De dominantie van Grote brandnetel (*Urtica dioica*), Kleefkruid (*Galium aparine*) en/of Gewone braam (*Rubus fruticosus*) zijn typerend voor deze groep. De ruigten worden verder opgesplitst in de rompgemeenschap van Grote brandnetel uit de klasse van de nitrofiele zomen (R1) en die uit de klasse van de natte strooiselruigten (R2) (Tabel 5), welke ook erkend worden in de Vlaamse natuurtypologie (Zwaenepoel et al. 2002). R2 is iets soortenrijker dan R1 (Figuur 41).

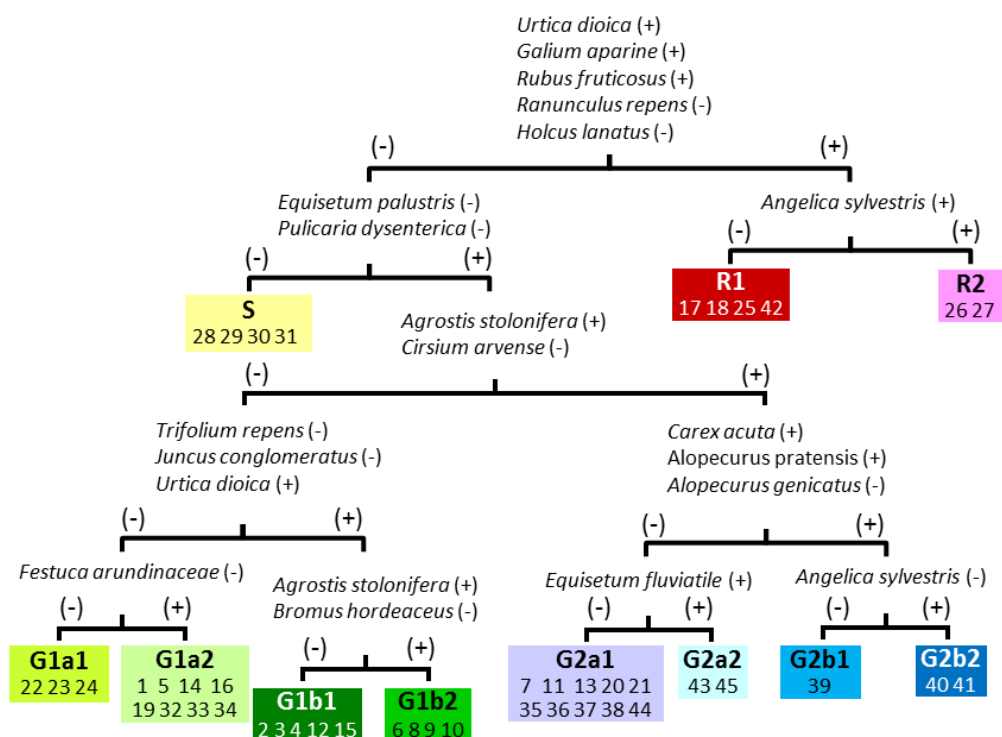
Van de restgroep worden nu eerst de schrale graslanden van de linievissers (S) afgesplitst. Deze soortenrijke groep met lage grasbedekking (Figuur 41) heeft als indicatorsoorten Heelblaadjes (*Pulicaria dysenterica*) en Lidrus (*Equisetum palustris*). Volgens SynBioSys gaat het hier hoogst waarschijnlijk om een rompgemeenschap van Gestreepte witbol (*Holcus lanatus*) en Echte koekoeksbloem (*Lychnis flos-cuculi*) in de orde van Pijpenstrootje (Molinetalia). In de Vlaamse natuurtypologie is dit een rompgemeenschap op klassenniveau (Zwaenepoel et al. 2002).

De restgroep van graslanden (G) wordt vervolgens verder opgedeeld in de drogere opnamen (G1) en de nattere (G2). Voor het natte type, dat zich hoofdzakelijk in de Moervaartmeersen situeert (Figuur 40), geldt als indicatorsoort Fioringras (*Agrostis stolonifera*). Voor het droge type, dat enkel in de Fondatie voorkomt, is akkerdistel (*Cirsium arvense*) een indicator. Het droge type wordt nu verder opgedeeld in een groep van gemaaide, relatief soortenrijke percelen en een groep van vrij jonge en/of begraasde percelen met lage soortenrijkdom. Voor deze laatste is het voorkomen van Grote brandnetel typerend, waar voor de soortenrijke groep Witte klaver (*Trifolium repens*) en Biezenknoppen (*Juncus conglomeratus*) typerend zijn. Van de relatief soortenrijke groep wordt nu het soortenrijke grasland ten noorden van de boomgaard (G1a1) eerst afgesplitst. Het behoort, net als de S-groep tot de rompgemeenschap van Gestreepte witbol en Echte koekoeksbloem. In vergelijking met de S-groep zijn grassen wel veel dominanter en is de *Evenness* lager (Figuur 41). De minder soortenrijke restgroep (G1a2) is heterogeen waardoor de SynBioSys klasse onzeker is. Dit is te verklaren door het akkerverleden van deze plots (zie DEEL 2: FICHES): in de open bodem konden

vele soorten zich gemakkelijk vestigen (vrij random proces). Dit wil echter niet zeggen dat ze zich op lange termijn zullen kunnen handhaven. De soortenarme groep van het droge type wordt opgedeeld in een groep van eutrofe ruderaal graslanden (G1b1) met Zachte dravik (*Bromus hordeaceus*) als indicatorsoort, en een groep van jonge graslanden (G1b2) waar de bedekking van grassen meer dan 90% bedraagt (Figuur 41). Beide laatst genoemde groepen behoren tot de rompgemeenschap van Gestreepte witbol en Engels raaigras (*Lolium perenne*). In de Vlaamse natuurtypologie wordt hier gesproken van de rompgemeenschap dominant, met opgave van de dominante soort (Zwaenepoel et al. 2002).

Van het natte type worden de meest natte opnamen afgescheiden met Scherpe zegge (*Carex acuta*) en Grote vossenstaart (*Alopecurus pratensis*) als indicatieve soorten, maar zonder Geknikte vossenstaart (*Alopecurus geniculatus*). Deze drie opnamen worden verder opgesplitst in dotterhooiland, dat kan gerekend worden tot de soortenrijke associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid (G2b1), en de soortenarme associatie van Scherpe zegge (G2b2). Voor het dotterhooiland geldt hier Gewone engelwortel (*Angelica sylvestris*) als indicatorsoort. De associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid wordt in de Vlaamse natuurtypologie ook erkend, net als de associatie van Scherpe zegge die onder de grote zeggenvegetaties met Scherpe zegge en Oeverzegge valt (Vandenbussche et al. 2002).

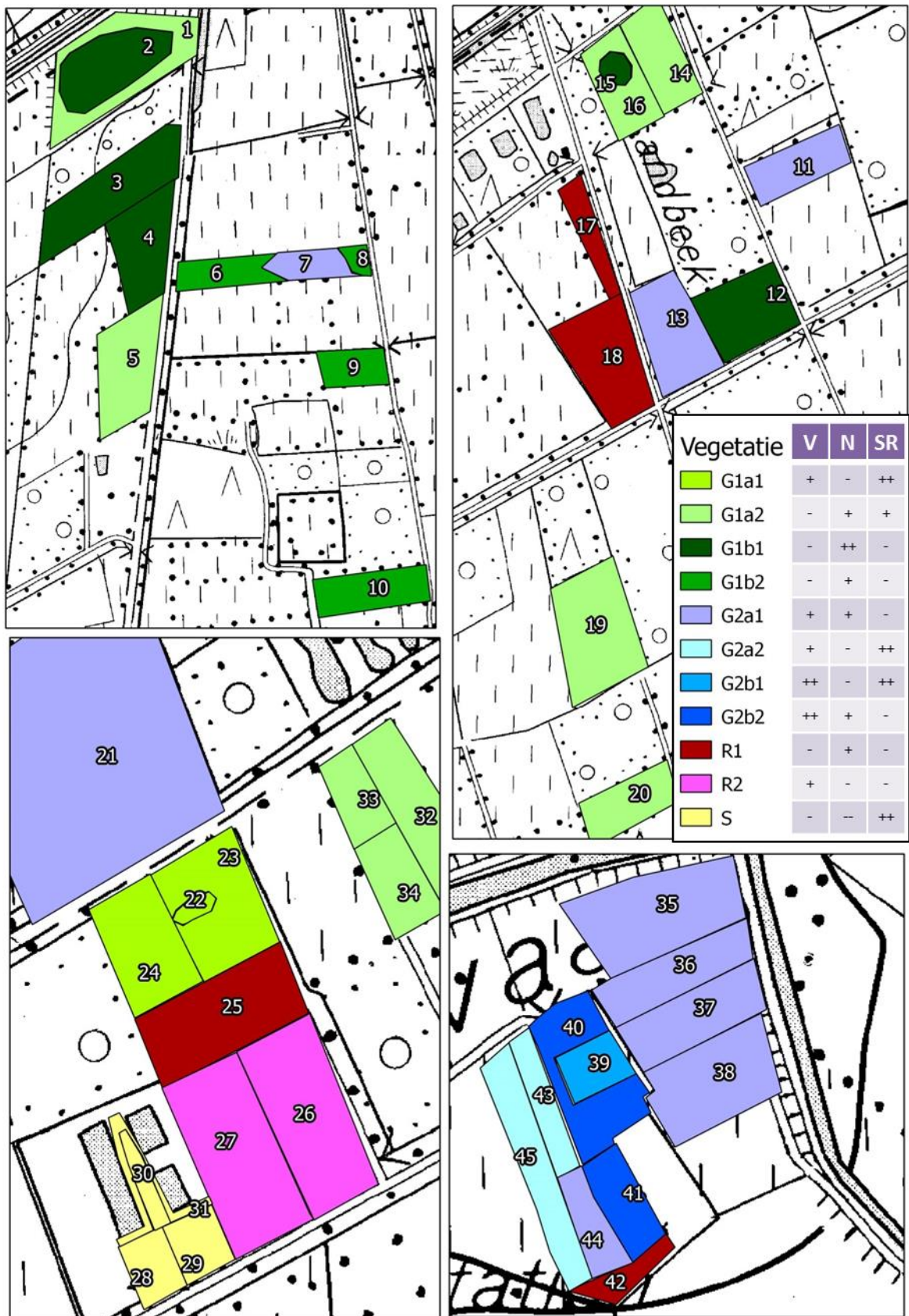
Van de restgroep wordt uiteindelijk een soortenrijk groepje (G2a2) afgezonderd met als Holpijp (*Equisetum fluviatile*) als indicator. Het behoort tot de rompgemeenschap van Grote vossenstaart en Echte koekoeksbloem. Deze rompgemeenschap kan zowel tot het verbond van Grote vossenstaart of het kamgrasverbond behoren. Volgens de Vlaamse natuurtypologie komt dit overeen met de derivaatgemeenschap van Grote vossenstaart, die ontstaat uit het dotterbloemverbond wanneer het 's winters langer overstromd (Zwaenepoel et al. 2002). De overgebleven opnamen (G2a1) zijn soortenarm en worden gedomineerd door grassen (Figuur 41). Ze behoren volgens de Vegetatie van Nederland tot de associatie van Geknikte vossenstaart van het zilverschoonverbond. In de Vlaamse natuurtypologie wordt deze associatie echter niet gehanteerd, en kunnen ze wellicht beter tot de rompgemeenschap van Fioringras of van Geknikte vossenstaart gerekend worden (Zwaenepoel et al. 2002).



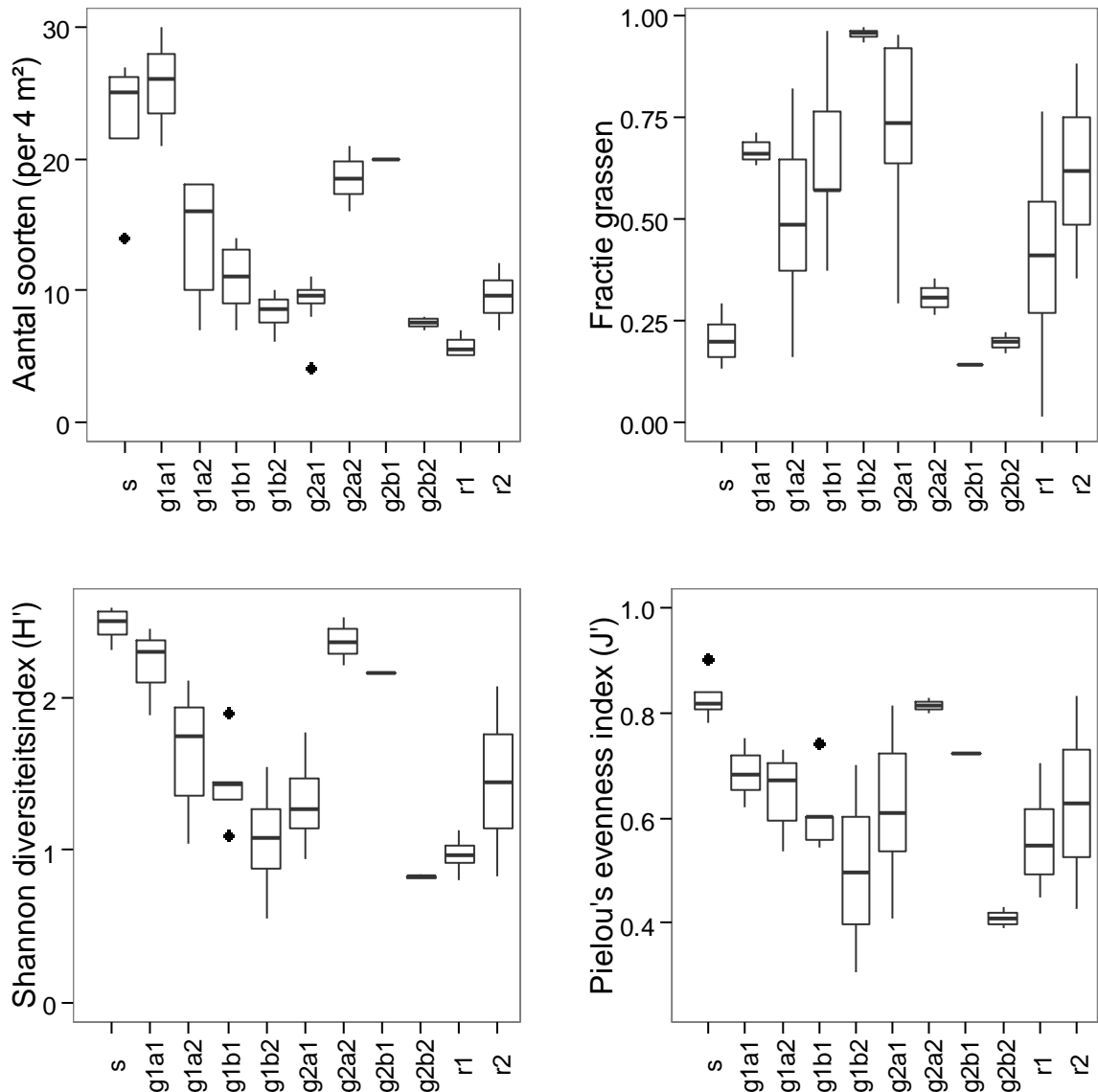
Figuur 39: Dendrogram met indicatorsoorten van de TWINSpan analyse. Soorten met een (+) zijn indicatief voor de rechtse (positieve) afscheiding, soorten met een (-) voor de linkse (negatieve) afscheiding. Naast echte indicatorsoorten zijn er ook soorten met een duidelijke preferentie voor een bepaalde groep

Tabel 5: Meest waarschijnlijke plantengemeenschap waartoe de TWINSpan groepen en individuele proefvlakken (Plots) behoren volgens SynBioSys. Naast de code van de plantengemeenschap staat aangegeven hoeveel van de opnamen tot deze plantengemeenschap gerekend kunnen worden. De heterogene G1a2 groep (in rood) kon niet eenduidig aan een SynBioSys groep toegewezen worden. RG: rompgemeenschap, K: klasse, O: orde, V: verbond

Code	Volledige naam	TWINSpan groepen	Plots
Moerassen			
8 Riet-klasse			
8Bc2	Associatie van Scherpe zegge	G2b2 (2/2)	41
Matig voedselrijke graslanden			
12 Weegbree-klasse			
12Ba1	Associatie van Geknikte vossestaart	G2a1 (9/10)	11, 13, 21, 35, 37
12RG4	Rompgemeenschap van Rietzwenkgras		8, 10, 15
16 Klasse van de matig voedselrijke graslanden			
16Ab4	Associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid	G2b1 (1/1)	39
16Bb1	Glanshaver-associatie		3, 4, 6, 12
16Bc1	Kamgrasweide		28, 29
16RG1	Rompgemeenschap van Gestreepte witbol en Engels raaigras	G1b1 (4/5) G1b2 (4/4)	7, 9, 14, 16, 19
16RG2	Rompgemeenschap van Gestreepte witbol en Echte koekoeksbloem	S (3/4) G1a1 (3/3)	5, 22, 24, 30, 31, 34
16RG3	Rompgemeenschap van Rood zwenkgras en Moerasrolklaver		23, 32
16RG4	Rompgemeenschap van Pitrus		20, 36, 38
16RG8	Rompgemeenschap van Grote vossestaart en Echte koekoeksbloem	G1a2 (5/8) G2a2 (2/2)	2, 33, 43, 44, 45
Binnenlandse pioniersmilieus en ruderaal ruigten			
31 Klasse van de ruderaal gemeenschappen			
31Aa2	Associatie van Raketten en Kompassla		1, 2
Ruigten			
32 Klasse van de natte strooiselruigten			
32RG6	Rompgemeenschap van Grote brandnetel	R2 (2/2)	26, 27, 42
33 Klasse van de nitrofiel zomen			
33RG1	Rompgemeenschap van Grote brandnetel	R1 (3/4)	17, 18
Natte bossen			
39 Klasse van de elzenbroekbossen			
39RG4	Rompgemeenschap van Grote brandnetel		25



Figuur 40: Verspreiding van de TWINSPAN vegetatiegroepen over de onderzochte percelen in de Fondatie (links en rechtsboven) en de Moervaartmeersen (rechtsonder). Een indicatie van vochttrap (V), nutriëntenstatus (N) en soortenrijkdom (SR) is weergegeven in de legende.



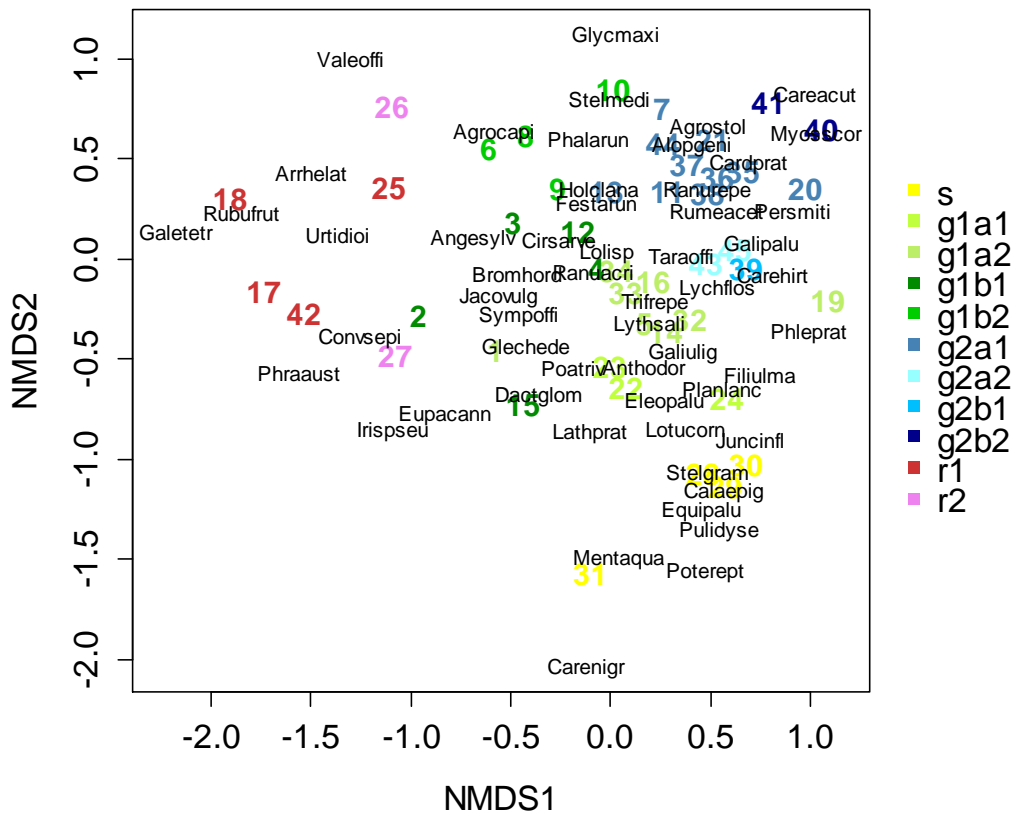
Figuur 41: Gemiddelde soortenrijkdom (links boven), het aandeel van grassen in de totaal geschatte bedekking (rechts boven), de Shannon diversiteitsindex (links onder) en de Pielou's evenness index (rechts onder) voor de 11 TWINSPAN groepen. De Shannon diversiteitsindex is een diversiteitsmaat met hogere waarden naarmate eenzelfde aantal soorten meer evenredig verdeeld zijn. Op die manier wordt gecorrigeerd voor dominante soorten. De Pielou's evenness index geeft aan hoe evenredig de soortabundanties in de opname zijn. De maximumwaarde (1) wordt gehaald wanneer alle soorten een zelfde bedekking hebben

NMDS ordinatie

Een NMDS geeft de relatieve verschillen in soortensamenstelling tussen verschillende opnamen die meer op elkaar gelijken dicht bij elkaar te plaatsen en omgekeerd. De soorten komen meer voor in opnamen waar ze dicht bij geplaatst worden in de figuur.

De groepen uit de TWINSPAN analyse zijn vrij goed te onderscheiden in de NMDS ordinatie (Figuur 42): de opnamen uit dezelfde TWINSPAN groep liggen meestal ook dicht bijeen in de ordinatie. De ruigtes worden getypeerd door soorten als Grote brandnetel, Gewone braam, Gewone hennepnetel (*Galeopsis tetrahit*), Glanshaver (*Arrhenatherum elatius*), Riet (*Phragmites australis*) en Haagwinde (*Convolvulus sepium*). In de kruidenrijke schraallandjes van de linievissers (S, geel) vinden we dan weer Heelblaadjes, Lidrus, Zwarte zegge (*Carex nigra*) en Vijfvingerkruid (*Potentilla reptans*). In het nattere graslandtype (G2, blauw) vinden we Scherpe zegge (*Carex acuta*), Moeras-vergeet-mij-nietje

(*Myosotis scorpioides*), Veldzuring (*Rumex acetosa*), Fioringras, Geknikte vossenstaart (*Alopecurus geniculatus*) en Pinksterbloem (*Cardamine pratensis*). In het soortenrijke graslandtype (G1a, bleekgroen) vinden we Gewoon reukgras (*Anthoxanthum odoratum*), Smalle weegbree (*Plantago lanceolata*), Gewone kattenstaart (*Lythrum salicaria*) en Witte klaver (*Trifolium repens*), terwijl we in het soortenarme graslandtype (G1b, groen) vooral Gestreepte witbol en raagrassen (*Lolium perenne* en *L. multiflorum*) aantreffen.



Figuur 42: NMDS biplot van de opnames (zie legende) en de belangrijkste soorten (grijze tekst, afgekort). Opnamen die dicht bij elkaar weergegeven worden hebben een vergelijkbare soortensamenstelling. Soorten komen meer voor in nabijgelegen opnamen. De volledige soortnamen werden opgenomen in Tabel 8

Aandachtsoorten blauwgrasland

In deze paragraaf bespreken we het voorkomen van aandachtsoorten voor blauwgrasland. Andere aandachtsoorten (met status 'bedreigd' of 'kwetsbaar' op de rode lijst), komen helaas niet voor. De geselecteerde aandachtsoorten voor blauwgrasland (Tabel 6) zijn in de eerste plaats de kensoorten van de associatie blauwgrasland en van het verbond van Biezenknoppen en Pijpenstrootje, waartoe het blauwgrasland behoort (Schminée et al. 1996). Bijkomend werden de kensoorten op orde- en klasseniveau, de differentiërende soorten en de begeleidende soorten weerhouden indien ze voorkomen op de rode lijst met status 'met uitsterven bedreigd', 'kwetsbaar', 'zeldzaam' of 'achteruitgaand'. In het projectgebied komen nauwelijks aandachtsoorten voor, enkel biezenknoppen is goed vertegenwoordigd; het is dan ook een vrij algemene soort. Verder vinden we Blauwe zegge (*Carex panicea*) en Gewone waternavel (*Hydrocotyle vulgaris*) terug in het schraallandje (S), gekend als 'de linievissers'. Blauwe zegge groeit op de onderste helft tot centraal op de flanken van de landtong (bv., proefvlak 30) en Gewone waternavel vinden we in de oeverzone. Hoewel van blauwgrasland verre van sprake is, geeft dit aan dat de lager gelegen zone van de

linievissers bijzonder geschikt is voor het realiseren van waardevolle natuur. Als mogelijke herstelmaatregel kan de landtong afgegraven worden om deze zone uit te breiden. Het is hierbij van belang dat de wortelzone in de invloedssfeer van het grondwater komt. Gezien de inschatting van de grondwaterstanden gebeurde op basis van een terreinhoogteraster, werd geen rekening gehouden met het huidige microreliëf ten gevolge van de recente graafwerken. Daarom is het raadzaam een peilbuis te plaatsen en de gemeten grondwaterstanden af te toetsen aan de referentiewaarden in de fiches (DEEL II: FICHES).

Tabel 6: Geselecteerde aandachtsoorten voor blauwgrasland. Deze omvatten alle kensoorten op associatie- en verbondsniveau (kA en kV), en de kensoorten op verbonds- en ordeniveau alsook de differentiërende (d) en begeleidende (bg) soorten die voorkomen op de rode lijst (Van Landuyt et al. 2006)

Soortnaam	Rode lijst status	Voorkomen
kA Spaanse ruiter	Bedreigd	-
Blauwe zegge	Kwetsbaar	30
Blonde zegge	Met uitsterven bedreigd	-
Vlozegge	Met uitsterven bedreigd	-
Spaanse ruiter x Kale jonker	-	-
Klein glidkruid	Zeldzaam	-
kV Blauwe knoop	Achteruitgaand	-
		5, 13, 15, 16, 19
Biezenknoppen	Momenteel niet bedreigd	20, 22, 23, 24
		30, 32, 33, 34
Melkviooltje	Met uitsterven bedreigd	-
kO Kleine valeriaan	Kwetsbaar	-
kK Knoopkruid	Achteruitgaand	-
Grote pimpernel	Zeldzaam	-
d1 Tandjesgras	Achteruitgaand	-
Borstelgras	Achteruitgaand	-
d3 Gewone waternavel	Achteruitgaand	31
Moeraswespenorchis	Zeldzaam	-
Parnassia	Met uitsterven bedreigd	-
Bevertjes	Kwetsbaar	-
Vleeskleurige orchis	Zeldzaam	-
Grote muggenorchis	Bedreigd	-
bg Pijpenstrootje	Achteruitgaand	-
Tormentil	Achteruitgaand	-
Klokjesgentiaan	Kwetsbaar	-
Kruipwilg	Achteruitgaand	-
Veenpluis	Achteruitgaand	-
Gewone dophei	Achteruitgaand	-
Gevlekte orchis	Kwetsbaar	-

Regionaal belangrijke biotopen en successietrajecten

In de Moervaartmeersen is opname 39 momenteel het enige goed ontwikkelde dotterbloemgrasland (associatie Boterbloemen en Waterkruiskruid); opnames 43 en 45 zullen hoogstwaarschijnlijk verder ontwikkelen naar dotterbloemgrasland. De rompgemeenschappen van Gestreepte witbol en Echte koekoeksbloem (S en G1a1) kunnen via vershraling naar een aantal associaties van Dotterbloemverbond evolueren (Veldrus-associatie, Bosbies-associatie, associatie van Boterbloemen en Waterkruiskruid of associatie van Gewone engelwortel en Moeraszegge). We verwachten dat de locaties die geschikt zijn voor de ontwikkeling naar dotterbloemgrasland, onder nulbeheer zullen evolueren naar elzenbroekbos (habitat 91E0), gezien de vergelijkbare standplaatsvereisten. Mits voorkomen van minstens drie soorten uit het lijstje Blauwe knoop, Blauwe zegge, Gevlekte orchis, Ruw walstro, Tormentil en Veelbloemig veldbies, valt de veldrus-associatie bovendien onder de

prioritaire habitat van de blauwgraslanden (H6410) (zie Nederlandse definitie habitattypen op <http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/gebiedendatabase.aspx?subj=profielen>; INBO werkt aan een Vlaamse invulling hiervan).

De verruigde rompgemeenschap van Grote brandnetel uit de klasse van natte strooiselruigten (R2), kan via strooiselafvoer naar moerasspirearuijgte evolueren (Habitatype 6430_A), welke op haar beurt naar dotterbloemgrasland kan evolueren.

De relatief soortenrijke rompgemeenschap van Grote vossenstaart en Echte koekoeksbloem (G2a2) is syntaxonomisch verwant aan zowel de Kievitsbloem-associatie en de associatie van Grote pimpernel en Weidekervel van het verbond van Grote Vossenstaart, maar mist eigen kensoorten (SynBioSys). Beide genoemde associaties behoren tot de regionaal belangrijke biotoop van laaggelegen schraal hooiland (H6510). Mogelijks kan het ook evolueren naar dotterbloemgrasland. De associatie van Scherpe zegge (8Bc2) gaat door beweiding over in de associatie van Geknikte vossenstaart.

Autecologische karakteristieken van blauwgraslandsoorten

Wanneer de abiotische condities in orde zijn, is er nog geen garantie op succesvol herstel. De soorten uit de doelvegetaties moeten er ook nog geraken en zich kunnen vestigen. Indien er geen zaadbank aanwezig is, moet het zaad aangevoerd worden uit een aangrenzend gebied waar de doelsoorten nog aanwezig zijn, of over langere afstand (voornamelijk windverbreiding). De soorten moeten zich bovendien ook kunnen vestigen. Om de kwetsbaarheid van blauwgraslandsoorten in kaart te brengen, werden enkele relevante autecologische kenmerken van alle ken-, differentiërende en begeleidende soorten opgevraagd uit de LEDA traitbase (www.leda-traitbase.org/, Tabel 7):

- **Aantal zaden:** Meer zaadproductie verhoogt de kans op verbreiding. Hieruit komt duidelijk naar voor dat alle kensoorten van de associatie blauwgrasland een vrij lage zaadproductie hebben. Recent werd in de wetenschappelijke literatuur aangetoond dat deze lage investering in seksuele reproductie typisch is voor planten aangepast aan een lage P-beschikbaarheid, waardoor ze extra kwetsbaar zijn (Fujita et al. 2014). Dit blijkt ook uit de rode-lijst status van de kensoorten van het blauwgrasland: Blonde zegge en Vlozegge zijn met uitsterven bedreigd, Spaanse ruiter is bedreigd, en Blauwe zegge is kwetsbaar.
- **Levensduur zaadbank:** De 'fractie doorlevend' geeft aan welke fractie van het zaad langer overleeft dan 1 jaar. Hoe groter deze fractie, hoe hoger de kans dat zaden voor langere tijd kiemkrachtig blijven en een langlevende zaadbank vormen. Heel wat soorten uit het blauwgrasland vormen helemaal geen zaadbank (fractie doorlevend ~0), maar er zijn evengoed soorten die wel een zaadbank vormen.
- **Valsnelheid zaad** (En: *terminal velocity*): De maximale valsnelheid van het zaad. Dit is afhankelijk van de vorm (vleugels, pluïsjes) en de massa van het zaad. Hoe lager de valsnelheid, hoe hoger de kans dat ze meegevoerd worden met de wind over een langere afstand. Zo wordt Spaanse ruiter vlot met de wind verspreid, maar Blonde en Blauwe zegge helemaal niet. Ook hier is er veel variatie tussen de soorten.
- **Specifieke bladoppervlakte** (En: *specific leaf area*, SLA): De oppervlakte:massa verhouding van de bladeren geeft een indicatie van groeistrategie. Snelle groeiers (competitieve of ruderaal soorten) hebben typisch een hoge SLA, terwijl die bij trage groeiers (aangepast aan nutriëntenarme omstandigheden) veel lager is. De typische blauwgraslandsoorten hebben eerder een lage SLA, maar opnieuw is er veel variatie.

Samenvattend kunnen we stellen dat de lage zaadproductie, typisch voor blauwgraslandsoorten, de voornaamste reden is waarom ze zo kwetsbaar zijn. Bovendien vormen ze vaak geen langlevende zaadbank, verspreiden ze niet vlot via de wind en zijn het eerder trage groeiers.

Tabel 7: Autecologische kenmerken van blauwgraslandsoorten bekomen uit de LEDA traibase (www.leda-traitbase.org/). Voor de kensoorten werd ook de rode lijst-status weergegeven, waaruit blijkt dat de kensoorten uit blauwgrasland erg bedreigd zijn. De rode kleuring geeft een indicatie van de kwetsbaarheid van soorten weer

	Soort (NL)	Levensduur zaadbank	Zaadhoeveelheid	Valsnelheid zaad	Specifieke bladoppervlakte	RL*	
		fractie doorlevend	Aantal per scheut	m/s	mm ² /mg		
kA	Spaanse ruiter	0.00	16	0.5	17	4	
	blauwe zegge	0.34	28	3.2	22	3	
	blonde zegge	0.83	35	3.1	16	5	
	vlozegge	0.25	51	n.a.	10	5	
	klein glikkruid	0.33	40	2.2	37	1	
kV	blauwe knoop	0.13	595	2.4	16	2	
	biezenknoppen	0.47	615600	1.0	5	0	
kO	melkvioltje	0.00	97	n.a.	38	5	
	kale jonker	0.24	3914	n.a.	16	0	
	kleine valeriaan	0.04	43	1.0	n.a.	3	
	ruw walstro	0.29	25	2.8	42	0	
	veelbloemige veldbies	0.53	421	2.2	n.a.	0	
	wilde bertram	0.02	784	2.1	12	0	
	lidrus	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	0	
	gewone engelwortel	0.12	2770	1.9	n.a.	0	
	Kk	gestreepte witbol	0.51	177000	1.5	25	0
		scherpe boterbloem	0.17	95	3.2	21	0
knoopkruid		0.10	50	n.a.	18	2	
gewone brunel		0.20	205	3.2	22	0	
pinksterbloem		0.48	170	3.0	25	0	
veldzuring		0.23	242	1.8	23	0	
grote pimpernel		0.00	5150	3.4	15	1	
vogelwikke		0.05	131	4.3	19	0	
rode klaver		0.24	530	3.4	22	0	
beemdlangbloem		0.06	n.a.	2.9	34	0	
gewone hoornbloem		0.61	1804	n.a.	n.a.	0	
d1		tandjesgras	0.29	111	2.59	16	
		fijn schapengras	0.10	847	2.86	17	
		borstelgras	0.18	658	2.68	9	
d3		melkeppe	0.00	n.a.	n.a.	14	
	hennegras	0.23	n.a.	0.77	n.a.		
	gewone waternavel	0.45	328	n.a.	26		
	moeraswespenorchis	0.00	18000	n.a.	22		
	parnassia	0.11	1146	0.87	24		
	bevertjes	0.02	179	2.96	26		
	vleeskleurige orchis	0.00	n.a.	n.a.	22		
	brede orchis	0.00	n.a.	n.a.	n.a.		
	grote muggenorchis	0.00	31699	n.a.	n.a.		
	bg	pijpenstrootje	0.29	1120	2.27	19	
		tormentil	0.37	293	1.04	31	
		gewoon reukgras	0.28	231	2.53	30	
moerasstruisgras		0.56	n.a.	n.a.	25		
grote wederik		0.29	973	n.a.	19		
grote kattenstaart		0.36	52096	n.a.	n.a.		
riet		0.02	1680	0.19	12		
moeraspirea		0.09	2874	2.24	15		
zwarte zegge		0.22	n.a.	2.83	20		
moeraswalstro		0.18	148	3.62	27		
moerasrolklaver		0.19	n.a.	3.42	29		
rood zwenkgras		0.14	465	2.78	16		
egelboterbloem		0.64	n.a.	n.a.	14		
klokjesgentiaan		0.00	1188	n.a.	17		
kruiwilg		0.00	n.a.	n.a.	15		
veenpluis		0.08	n.a.	0.46	n.a.		
smalle weegbree		0.24	1500	3.31	16		
poelruit		0.05	925	2.75	n.a.		
moerasvioltje		0.20	100	n.a.	n.a.		
veldrus		0.78	n.a.	1.19	14		
wateraardbei		0.07	n.a.	2.48	n.a.		
watermunt		0.51	n.a.	1.82	n.a.		
gewone dophei		0.48	78878	1	12		
gevekte orchis	n.a.	80500	n.a.	28			

* Rode Lijst status: met uitsterven bedreigd (5), bedreigd (4), kwetsbaar (3), achteruitgaand (2) en zeldzaam (1)

Soorten in vet komen voor in het studiegebied

VII. Link Vegetatie en hydrologie

1. Methodiek

Bepaling van de grondwaterstanden per proefvlak

De gemiddelde laagste en hoogste grondwaterstanden (GLG en GHG, in m TAW) van de peilbuizen in het projectgebied, aangeleverd door VLM, werden geïnterpoleerd (via 'inverse distance to a power', power = 5, smoothing = 2). De geïnterpoleerde gegevens per proefvlak werden vervolgens verminderd met de maaiveldhoogte uit het digitale hoogte model (DHM), om zo de GXG's in meter t.o.v. het maaiveld te bekomen.

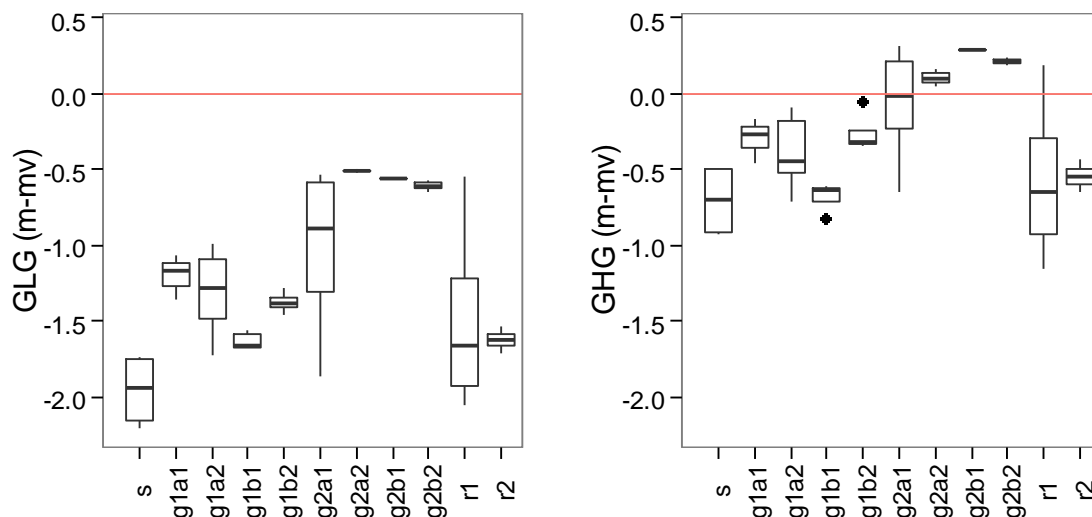
Vergelijking met TWINSPAN groepen

We vergeleken de geïnterpoleerde gemiddelde grondwaterstanden met de TWINSPAN vegetatiegroepen aan de hand van boxplots.

2. Resultaten

De GLG's en de GHG's volgen dezelfde trend. Dit wil zeggen dat we hoofdzakelijk een vochtgradiënt onderscheiden, en dat schommelingen in grondwaterstanden vergelijkbaar zijn. De zone Moervaart (G2a2, G2b1, G2b2) is het natst, met GHG's boven het maaiveld, wat erop wijst dat ze in de winter plas-dras staan of tijdelijk onder water komen. In de zone Fondatie, zijn de schrale graslandjes van de Linievissers (S) zijn het droogst. De andere groepen van de Fondatie (G1a1, G1a2, G1b1, G1b2, R2) zitten tussen S en zone Moervaart in. G2a1 en R1, welke proefvlakken van beide zones omvat, vertonen een grote spreiding in grondwaterstanden.

Kort samengevat weerspiegelen de GXG data vooral het contrast tussen de erg natte zone Moervaart en de veel drogere zone Fondatie.



Figuur 43 Gemiddelde laagste (GLG) en hoogste (GHG) grondwaterstanden (meter t.o.v. maaiveld, rode lijn) per TWINSPAN vegetatiegroep. De grondwaterstanden tonen voornamelijk het contrast tussen de zone Moervaart en zone Fondatie

VIII. Link Vegetatie en Bodem

1. Methodiek

Vergelijking met TWINSPAN groepen

In een eerste stap vergelijken we een aantal bodemparameters (plant-beschikbare nutriënten, zuurtegraad, vochtgehalte) van de bovenste bodemlaag (0-10 cm) tussen de vegetatiekundige groepen, geïdentificeerd in het vegetatieluik (VI). We doen dit aan de hand van boxplots van deze variabelen per TWINSPAN groep en door deze variabelen te correleren met de NMDS assen (zie ook Hoofdstuk VI).

Constrained ordinatietechnieken

In dit luik gebruiken we een *Constrained Analysis of Principal Coordinates* (CAP), de tegenhanger van de *unconstrained* NMDS analyse in luik VI. Waar de NMDS analyse de vegetatiekundige afstand tussen opnamen zo goed mogelijk probeert weer te geven op twee (of meer) assen, zal de CAP analyse alleen de variatie in soortensamenstelling die samenhangt met bodemparameters gebruiken om de opnamen te ordenen. De soorten en opnamen worden weergegeven langsheen bodemgradiënten (pH, vocht, nutriëntengehalten) naarmate hun voorkomen hiermee is gecorreleerd. Soorten die bij de oorsprong worden weergegeven zijn onverschillig voor de onderzochte bodemgradiënten. Omdat ruigten in eerste instantie verschillen van graslanden door het gebrek aan beheer (en niet door bodemparameters), worden zij uit de analyse gelaten.

2. Resultaten

Bodemkundige interpretatie NMDS

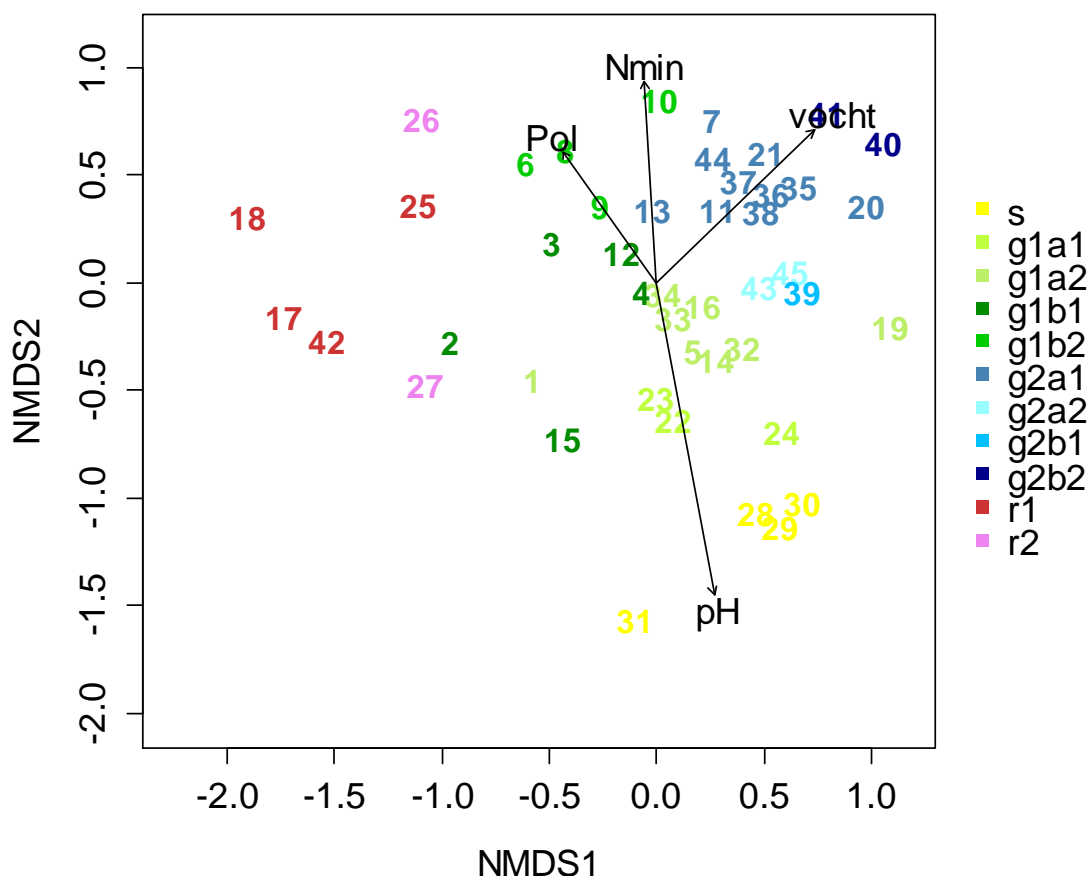
Aan de figuur van de *unconstrained* NMDS ordinatie (Figuur 42) werden vectoren van de bodem parameters toegevoegd (Figuur 44). Voor de duidelijkheid lieten we de afgekorte soortennamen weg. Deze figuur moet met de nodige omzichtigheid geïnterpreteerd worden. Gezien de bodemvectoren *a posteriori* aan de NMDS ordinatie toegevoegd werden, zijn niet alle opnamen juist gepositioneerd langsheen de assen van de bodemgradiënten (dit is wél het geval in de CAP analyse, zie paragraaf hieronder). De lengte van de pijlen geeft aan hoe sterk een bepaalde bodemparameter met de NMDS assen gecorreleerd is. We zien dat de zuurtegraad en hoeveelheden plantbeschikbaar N en P sterk gecorreleerd zijn met de tweede NMDS as. We leiden hieruit af dat de soortensamenstelling van de soortenrijke schrale graslandjes (S) samenhangt met een hoge pH en lage hoeveelheden nutriënten (zie ook Figuur 45). In mindere mate geldt dit ook voor het soortenrijke grasland van het drogere type (G1a1). Samen vormen ze de rompgemeenschap van Gestreepte witbol en Echte koekoeksbloem. De groep van jonge graslandjes (g1b2) heeft dan weer zure en eutrofe bodems. De groepen G1b1 en G1a2 houden zowat het midden op de nutriënten en pH as. Het natte type graslanden (G2, blauw) differentieert zich voornamelijk door het vochtgehalte, met de associatie van Scherpe zegge (G2b2) het natter dan de andere opnamen in deze groep. De soortenrijke opnamen (G2a2, G2b1, lichtblauw) onderscheiden zich binnen het natte type als minder zuur en met lagere hoeveelheden N en P. De ruigten komen overeen met droge, eerder zure en nutriëntenrijke bodems. Voor de ruigten is het gebrek aan beheer, een factor niet meegenomen in de analyse, ongetwijfeld zeer bepalend.

Link vegetatie – bodem

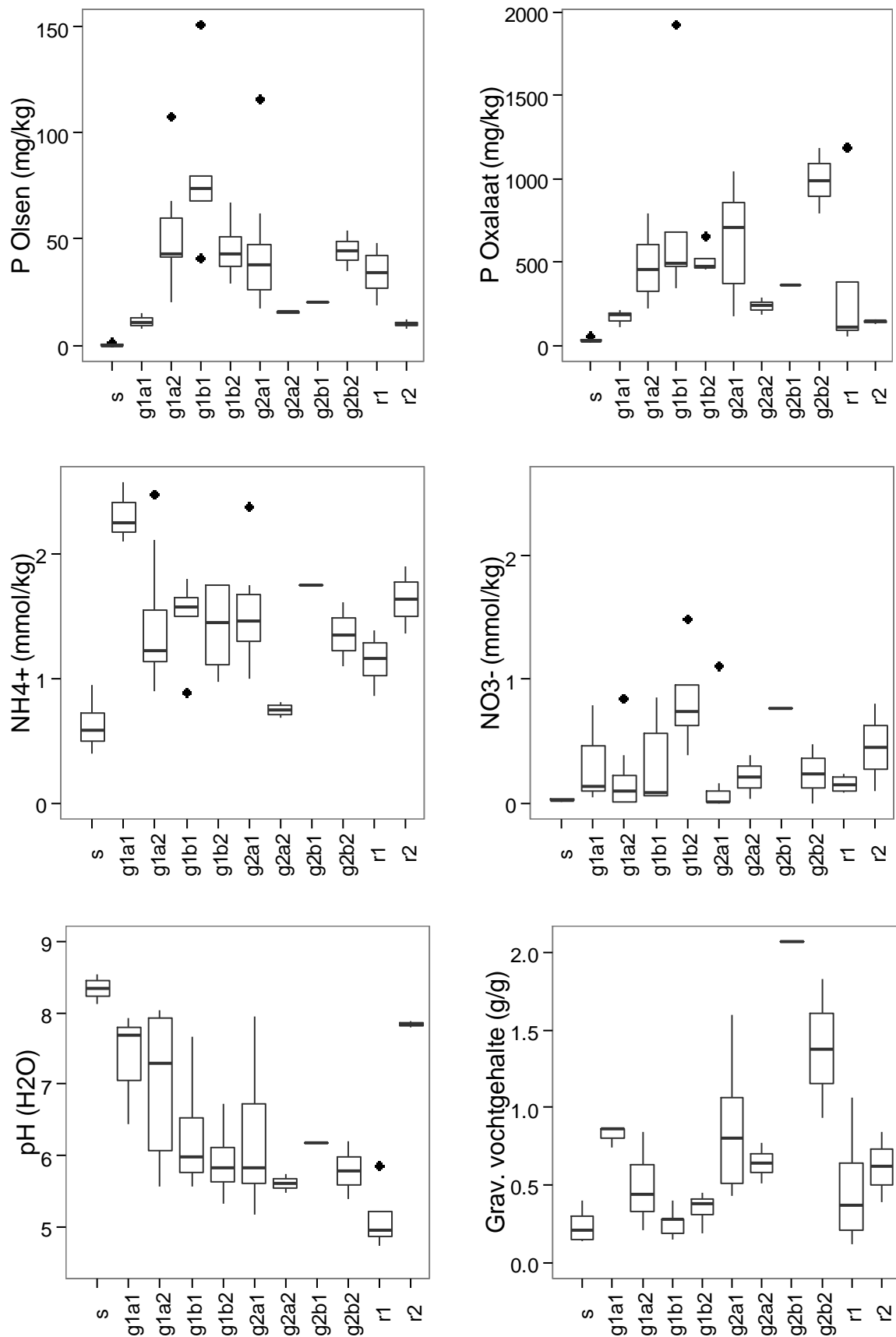
In deze paragraaf bespreken we kort welke soorten en opnamen een uitgesproken voorkeur hebben voor de gemeten bodemparameters (via *constrained* ordinatie (CAP), Figuur 46 en Figuur 47). In deze figuren zijn de opnamen en soorten geordend volgens de gekozen milieugradiënten. Waar mogelijk

wordt de link met de TWINSPAN groepen uit luik VI gemaakt. Dit is echter vaak niet mogelijk omdat de TWINSPAN groepen niet noodzakelijk de gemeten bodemparameters weerspiegelen:

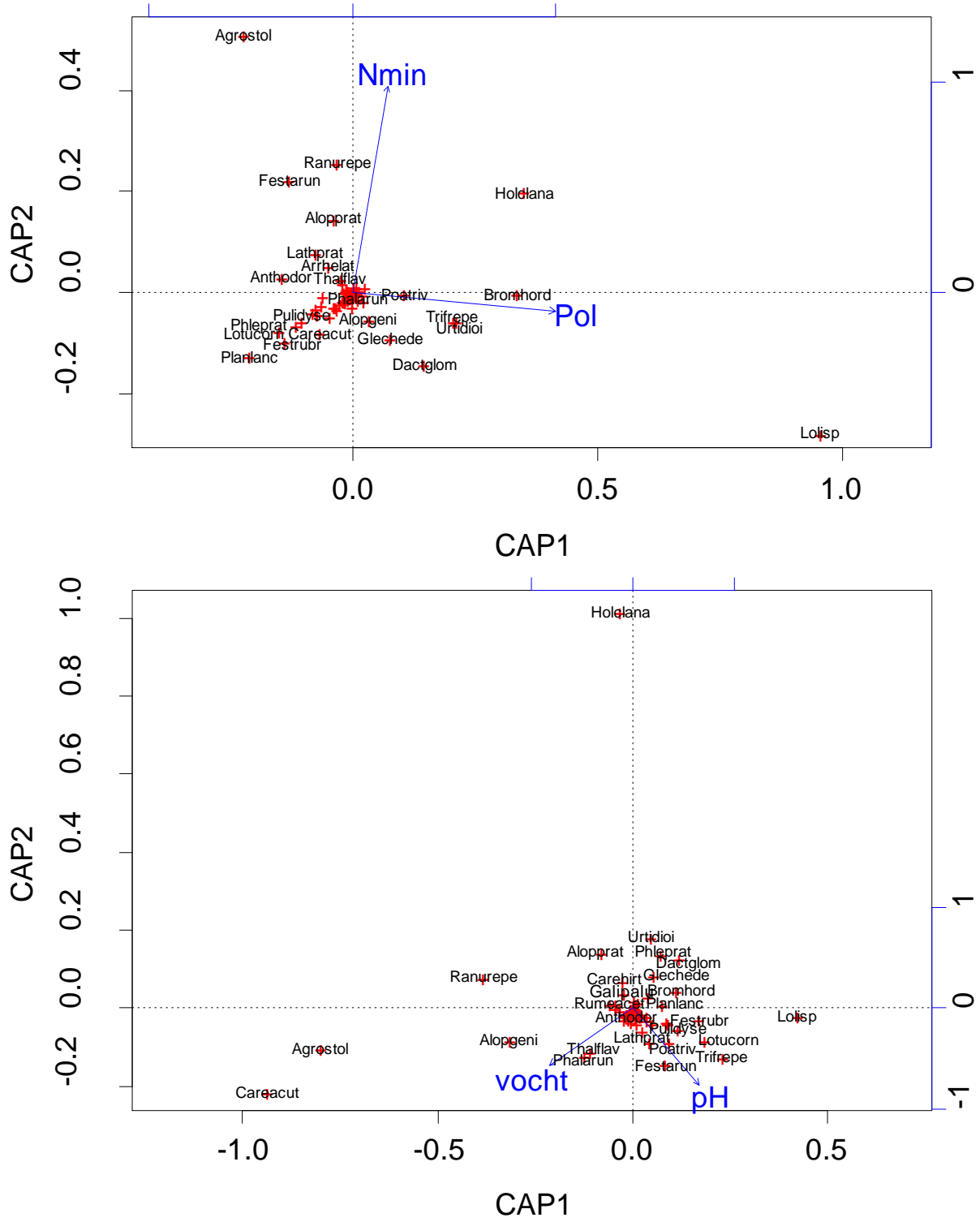
- Raaigras (*Lolium perenne* of *L. multiflorum*, Lolisp) domineert voornamelijk bij hoge plantbeschikbare P (maar niet N) en op eerder droge, niet-zure bodems. Het baggerperceel (1 en 2) komt het meest overeen met deze bodemparameters, en in mindere mate ook de schapenweide (14, 15 en 16) en 19 (recent in beheer, voormalige maïsakker).
- Fioringras (Agrostol) domineert vooral bij hoge plantbeschikbare N (maar niet P) en op vochtige, zure bodems. Dit komt best overeen met 7, 10, 13, 20, 21, 35, 36, 38, 44. Het zijn vaak relatief natte begraasde percelen van de associatie van Geknikte vossenstaart (TWINSPAN groep G2a1).
- Gestreepte witbol domineert dan weer bij hoge P én N, en op sterk zure, drogere bodems, wat overeen komt met 3, 4, 6, 9, 12, 34. Het hangt niet samen met een specifieke TWINSPAN groep, maar het zijn wel allen opnamen uit het droge type.
- Scherpe zegge (*Careacut*) domineert de natste standplaatsen, wat overeenkomt met opnames 39, 40 en 41 (groep G2b).
- Het grootst aantal soorten vinden we bij zeer lage N en P en in mindere mate ook bij hoge pH. De schrale graslandjes van de Linievissers (28-31) zijn hiervan het beste voorbeeld, en in mindere mate ook het graslandje ten noorden van de boomgaard (22-24).



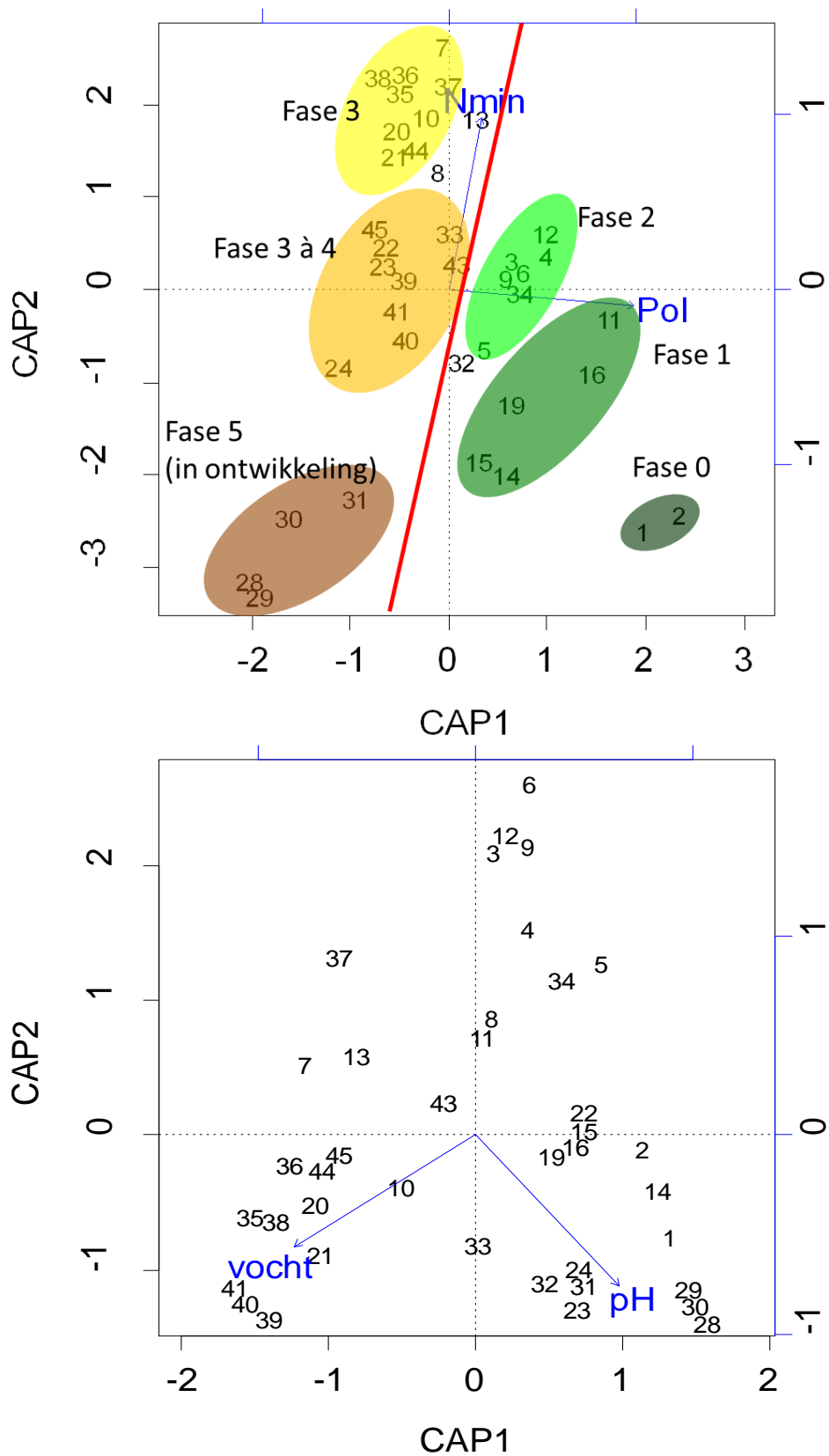
Figuur 44: NMDS biplot met opnamen (nummers) en bodemparameters in de bovenste 10 cm (vectoren). De lengte van de pijlen geeft de mate van correlatie tussen de parameters en de NMDS assen, en dus soortensamenstelling, weer. Kleurcodes weerspiegelen de TWINSPAN groepen. Pol: Olsen-P, Nmin: ammonium + nitraat, vocht: gravimetrisch vochtgehalte, pH: pH water



Figuur 45: Gemiddeld plantbeschikbaar P (linksboven), potentiël plantbeschikbaar P (rechts-boven), ammonium (midden links), nitraat (midden rechts), pH (linksonder) en gravimetrisch vochtgehalte (onder rechts) in de bovenste 10 cm bodem voor de 11 TWINSpan groepen



Figuur 46: *Constrained* ordinatie (CAP) biplots van soorten met plantbeschikbare N en P (boven), en van soorten met vochtgehalte en zuurtegraad (onder). De ruigten werden niet meegenomen in deze analyse. De volledige soortnamen werden opgenomen in Tabel 8



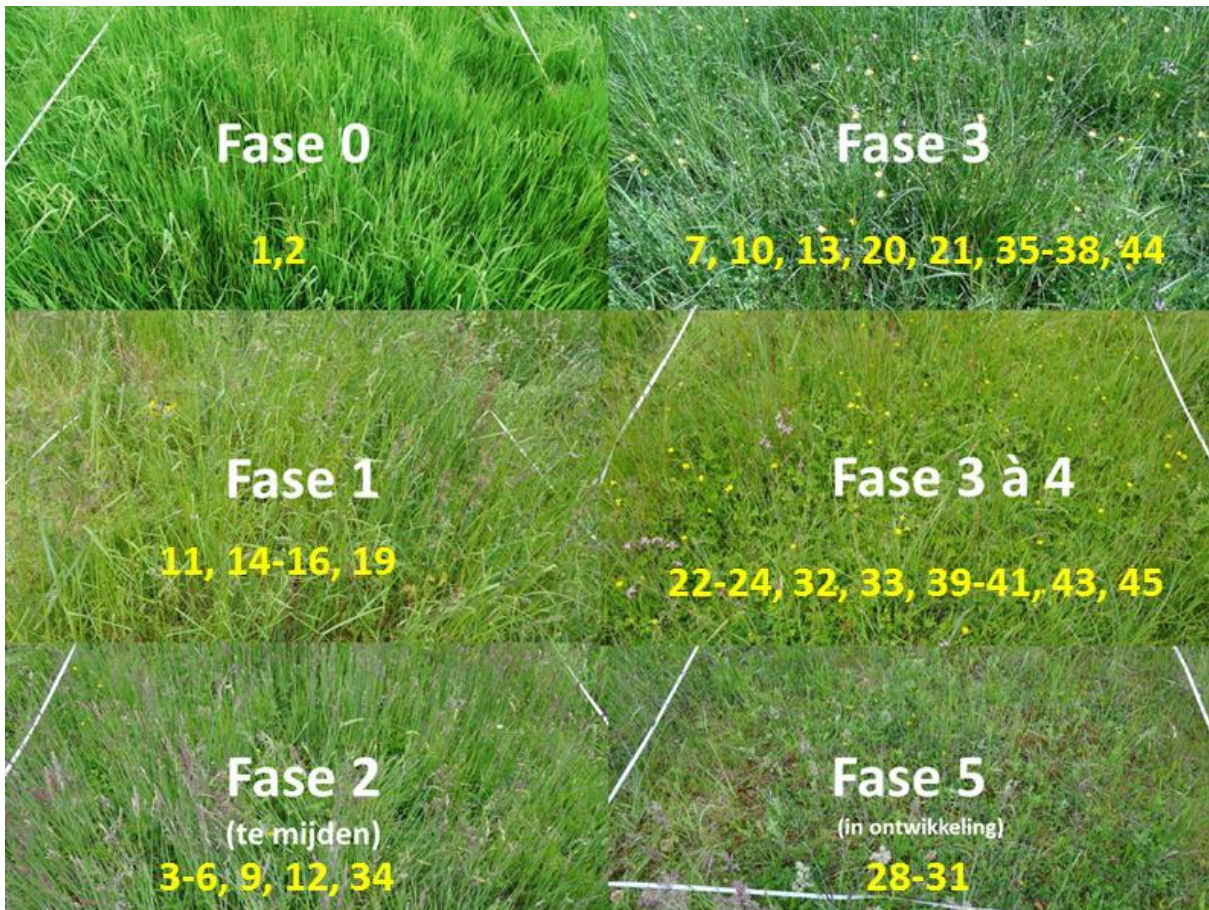
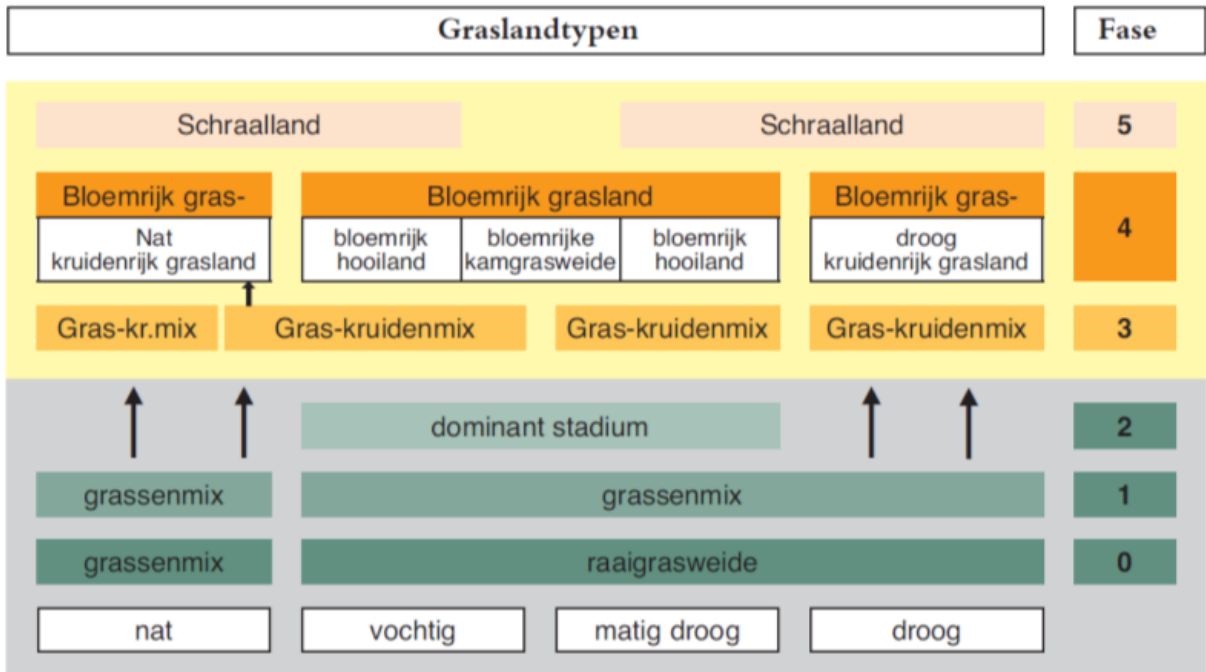
Figuur 47: *Constrained* ordinatie (CAP) biplots van opnamen met plantbeschikbare N en P (boven), en van soorten met vochtgehalte en zuurtegraad (onder). De ruigten werden niet meegenomen in deze ordinatie. In de ordinatie met nutriënten werden de opnamen gegroepeerd in 'Fasen' van herstel (zie ook Figuur 48)

Tabel 8: Wetenschappelijke en Nederlandse soortnamen van de gebruikte afkortingen in Figuur 42 en Figuur 46.

Afkorting	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Afkorting	Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
Agrocapi	<i>Agrostis capillaris</i>	Gewoon struisgras	Jacovulg	<i>Jacobaea vulgaris</i>	Jakobskruiskruid
Agrostol	<i>Agrostis stolonifera</i>	Fioringras	Juncinfl	<i>Juncus inflexus</i>	Zeegroene rus
Alopgeni	<i>Alopecurus geniculatus</i>	Geknikte vossenstaart	Lathprat	<i>Lathyrus pratensis</i>	Veldlathyrus
Alopprat	<i>Alopecurus pratensis</i>	Grote vossenstaart	Lolisp	<i>Lolium sp.</i>	Engels of Italiaans raaigras
Angesylv	<i>Angelica sylvestris</i>	Gewone engelwortel	Lotucorn	<i>Lotus corniculatus</i>	Gewone rolklaver
Anthodor	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gewoon reukgras	Lychflos	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Echte koekoeksbloem
Arrhelat	<i>Arrhenatherum elatius</i>	Glanshaver	Lythsali	<i>Lythrum salicaria</i>	Kattenstaart
Bromhord	<i>Bromus hordeaceus</i>	Zachte dravik	Mentaqua	<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt
Calaepig	<i>Calamagrostis epigejos</i>	Duinriet	Myosscor	<i>Myosotis scorpioides</i>	Moerasvergeet-mij-nietje
Cardprat	<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem	Persmiti	<i>Persicaria mitis</i>	Zachte duizendknoop
Careacut	<i>Carex acuta</i>	Scherpe zegge	Phalarun	<i>Phalaris arundinacea</i>	Rietgras
Carehirt	<i>Carex hirta</i>	Ruige zegge	Phleprat	<i>Phleum pratense</i>	Timoteegras
Carenigr	<i>Carex nigra</i>	Zwarte zegge	Phraaust	<i>Phragmites australis</i>	Riet
Cerafont	<i>Cerastium fontanum</i>	Gewone hoornbloem	Planlanc	<i>Plantago lanceolata</i>	Smalle weegbree
Cirsarve	<i>Cirsium arvense</i>	Akkerdistel	Poatriv	<i>Poa trivialis</i>	Ruw beemdgras
Convsepi	<i>Convolvulus sepium</i>	Haagwinde	Poterept	<i>Potentilla reptans</i>	Vijfvingerkruid
Dactglom	<i>Dactylis glomerata</i>	Kropaar	Pulidyse	<i>Pulicaria dysenterica</i>	Heelblaadjes
Eleopalu	<i>Eleocharis palustris</i>	Gewone waterbies	Ranuacri	<i>Ranunculus acris</i>	Scherpe boterbloem
Equipalu	<i>Equisetum palustre</i>	Lidrus	Ranurepe	<i>Ranunculus repens</i>	Kruipende boterbloem
Eupacann	<i>Eupatorium cannabinum</i>	Koninginnekruid	Rubufrut	<i>Rubus fruticosus</i>	Gewone braam
Festarun	<i>Festuca arundinacea</i>	Rietzwenkgras	Rumeacet	<i>Rumex acetosa</i>	Veldzuring
Festrubr	<i>Festuca rubra</i>	Rood zwenkgras	Stelgram	<i>Stellaria graminea</i>	Grasmuur
Filiulma	<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	Stelmedi	<i>Stellaria media</i>	Vogelmuur
Galetetr	<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gewone hennepnetel	Sympoffi	<i>Symphytum officinale</i>	Gewone smeewortel
Galipalu	<i>Galium palustre</i>	Moeraswalstro	Taraoffi	<i>Taraxicum officinale</i>	Paardenbloem
Galiulig	<i>Galium uliginosum</i>	Ruw walstro	Thalflav	<i>Thalictrum flavum</i>	Poelruit
Glechede	<i>Glechoma hederacea</i>	Hondsdrif	Trifrepe	<i>Trifolium repens</i>	Witte klaver
Glycmaxi	<i>Glyceria maxima</i>	Liesgras	Urtidloi	<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel
Holdlana	<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	Valeoffi	<i>Valeriana officinalis</i>	Echte valeriaan
Irispsau	<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis			

Fasen natuurontwikkeling

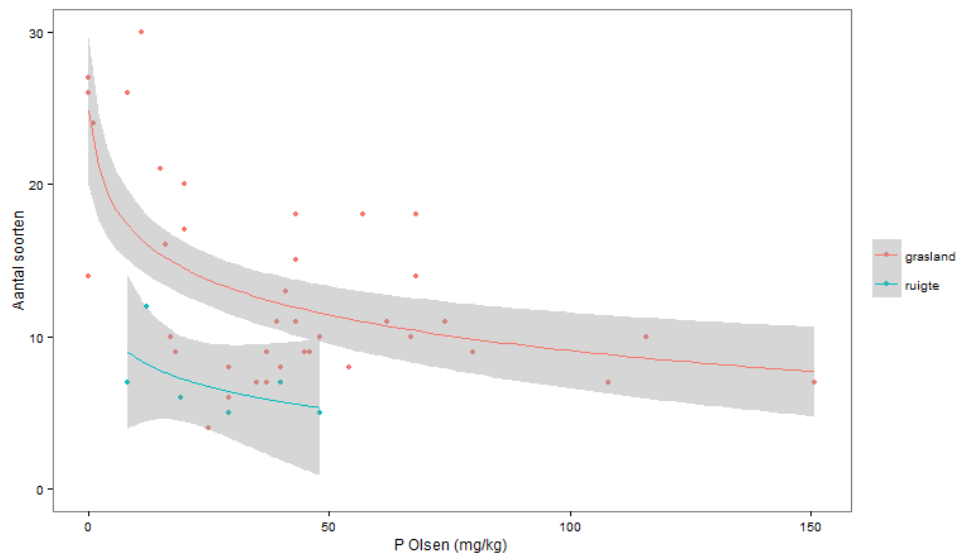
Bij natuurontwikkeling vanuit landbouwgrond zijn er een aantal ontwikkelingsfasen (0-5) te onderscheiden (Figuur 48), waarvan fasen 0-2 tussenfasen zijn en fasen 3-5 botanische doelen. Passen we dit concept toe op onze data, dan vinden we fase 0 terug in de raaigrasweide (> 50% raaigras) van het baggerperceel (1 en 2). Opnamen 11, 14, 15, 16 en 19 bevinden zich in fase 1, de grassenmix (25-50% raaigras). Het Gestreepte witbol-stadium (> 40% Gestreepte witbol), fase 2, vinden we in opname 3, 4, 5, 6, 9, 12 en 34. Opnamen 7, 10, 13, 20, 21, 35, 36, 37, 38 en 44 bevinden zich hoofdzakelijk in fase 3, wat op natte en zure gronden hebben we hier zilverschoonweides. De soortenarme opnamen uit deze groep bevinden zich wellicht nog in fase 0-1 (natte grassenmix). Opnamen 22, 23, 24, 32, 33, 39, 40, 41, 43, 45 bevinden zich op de grens tussen fase 3, de gras-kruidentmix, en fase 4, de bloemrijke graslanden. Opnamen 28-31 zijn wellicht in ontwikkeling naar schraalland.



Figuur 48: Ontwikkelingsfasen (0-5) via verschalingsbeheer volgens vochttoestand. Afhankelijk van het bodemtype vullen andere soorten de gemeenschappen in. De opnamen uit deze studie werden aan deze fasen toegewezen, met een foto van een typische opname uit deze groep

Link soortenrijkdom – plantbeschikbaar P

We bekeken ook de link tussen plantbeschikbaar P en soortendiversiteit, waaruit een duidelijk dalend logaritmisch verband blijkt voor de graslanden. Voor de ruigten is er te weinig data beschikbaar en ontbreken zowel het lage als het hoge bereik van plantbeschikbaar P.



Figuur 49: Aantal soorten in functie van plant-beschikbaar P over alle opnamen van het projectgebied. Graslanden en ruigten werden apart gehouden omdat ruigten van nature een stuk minder soortenrijk zijn. De grijze band geeft het 95% betrouwbaarheidsinterval weer

IX. Maatregelen voor verschraling

In dit hoofdstuk bespreken we de mogelijke maatregelen voor het ontwikkelen van Natura 2000 en regionaal belangrijke biotopen. In een eerste luik bespreken we kort de referentiewaarden voor verschillende natuurtypes. We focussen op bodempH en biobeschikbaar P gehalte. In een volgend luik toetsen we de verschillende percelen aan de grenswaarden voor Olsen-P (distance to target). Vervolgens wordt bekeken hoe via een beheer van maaien of uitmijnen de gewenste abiotische condities met betrekking tot P kunnen bekomen worden. De mogelijke maatregelen tot herstel of ontwikkeling worden ook weergegeven op de individuele fiches per proefvlak (zie DEEL II: FICHES).

1. Referentiewaarden

In het kader van een bachelorthesis (Houtmeyers et al. 2013) werden referentiewaarden gezocht van diverse habitattypes (zowel Natura 2000 als regionaal belangrijke biotopen). Studies, thesissen, wetenschappelijke artikels, ... werden uitgeplozen naar bodemgegevens van referentiesites. Om de data te synthetiseren werden grafieken gemaakt per habitatype waarin de gegevens van verschillende studies naast elkaar afgebeeld werden. Er werden ook gegevens opgenomen van bestaande databanken uit Vlaanderen of Nederland: de Flawet-1.0 databank (INBO, Huybrechts et al. 2009), de Synbiosys databank (Hennekens et al. 2001), en de databank Terreinconditie (Staatsbosbeheer). Onderstaande figuren tonen zo veel mogelijk ruwe data, weergegeven als punten in de grafiek. In sommige gevallen werden enkel ranges (mediaan met 10% en 90% kwartiel, of gemiddelde met minimum en maximum, of gemiddelde met standaardafwijking) gevonden, deze data werden weergegeven als verticale lijnstukken. Medianen en gemiddeldes werden weergegeven als een horizontale lijn gecombineerd met verticale lijnstukken die de kwartielen, het minimum en maximum of de standaardafwijking aangeven. Indien beschikbaar werd ook het aantal herhalingen vermeld.

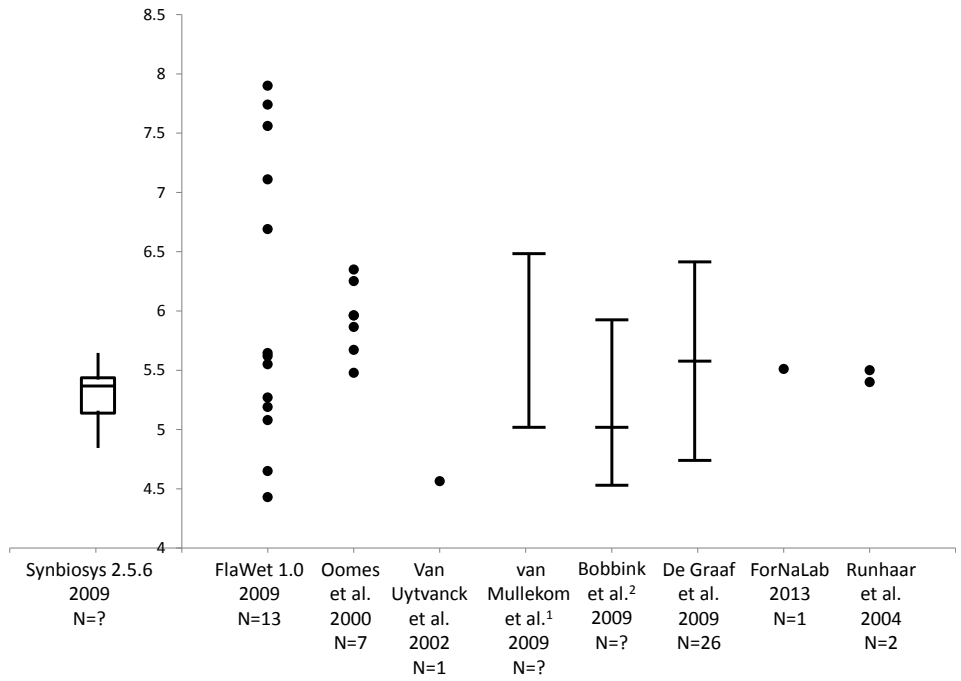
Blauwgrasland

Bodemzuurtegraad

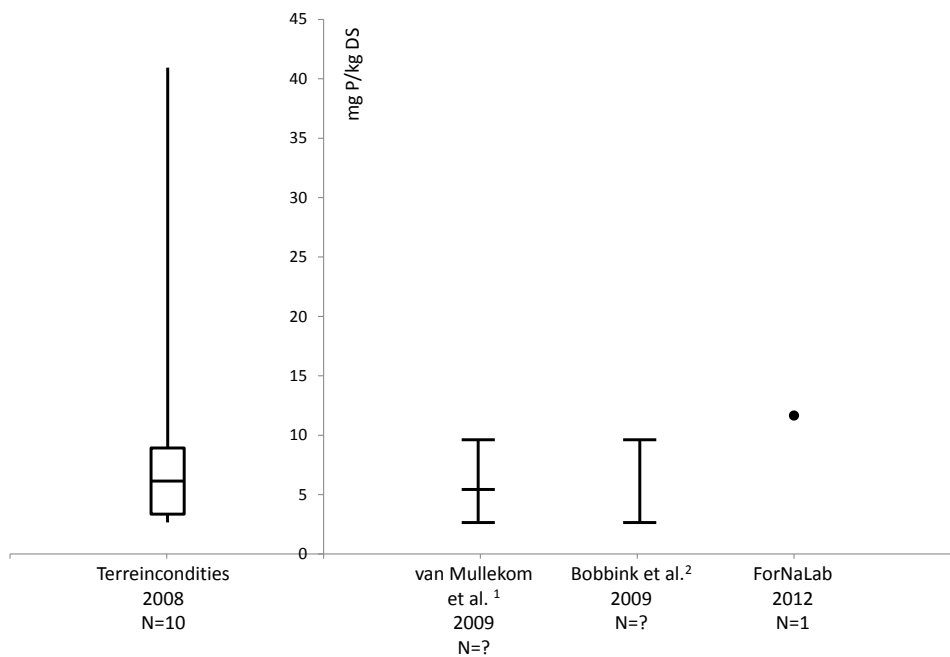
De bodempH-H₂O mag zich niet in het aluminiumbufferbereik bevinden (niet lager dan 4.5-5). Aluminium is immers toxisch voor kwetsbare plantensoorten (De Graaf et al. 1998, 2009). De pH-H₂O kan best hoger zijn dan 6.5 (van Mullekom et al. 2009) en de basenverzadigingsgraad is best hoger dan 80% (Lamers et al. 1997). Een literatuurstudie van de bodemeigenschappen van blauwgraslanden toont aan dat de pH-H₂O sterk kan variëren, maar wel consequent boven de 4.5 ligt (zie Figuur 50) (Houtmeyers et al. 2013).

Biobeschikbare P concentraties

Verder moet de nutriëntenbeschikbaarheid van de bodem laag zijn (Lamers et al. 1997). Uit literatuur (Figuur 51) blijken de Olsen-P concentraties zeer laag te liggen, gemiddeld lager dan 10 mg kg⁻¹. Ook uit het standplaatsonderzoek, momenteel lopend aan het INBO, blijkt dat de Olsen-P concentraties in blauwgrasland gemiddeld zeer laag liggen (gemiddeld Olsen-P = 5 mg kg⁻¹), met 90-percentiel = 9.3 mg kg⁻¹ (data INBO, Jan Wouters).



Figuur 50: Overzicht van de gevonden pH-H₂O-waarden in blauwgraslanden



Figuur 51: Concentraties biobeschikbaar P (Olsen-P) in Blauwgrasland (Houtmeyers et al. 2013)

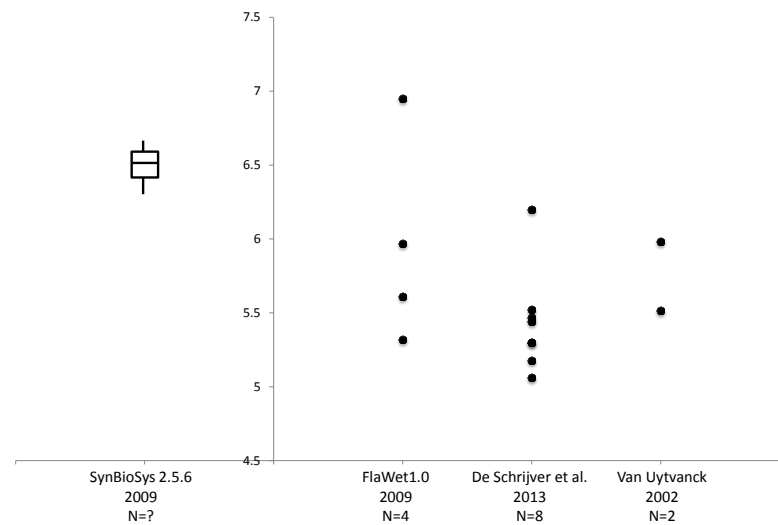
Glanshavergrasland

Bodemzuurtegraad

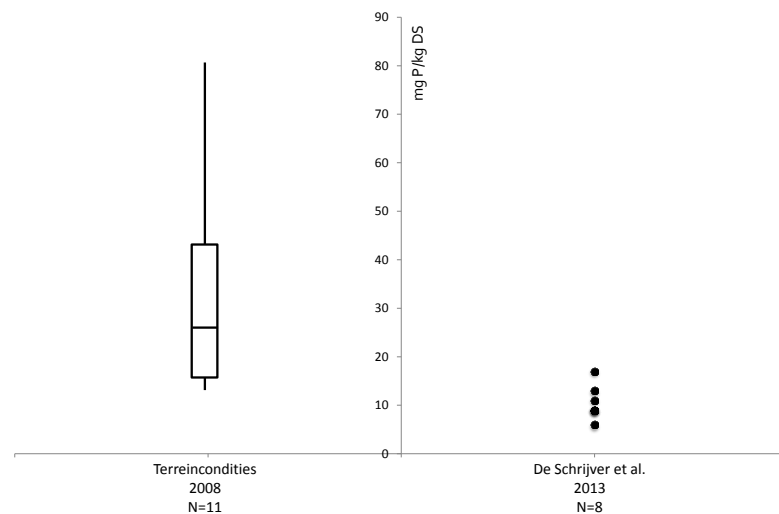
Voor glanshavergrasland zijn relatief weinig gegevens te vinden in de literatuur. Het INBO werkt momenteel aan een uitgebreide databank. Uit onze literatuurstudie blijkt dat de pH sterk kan variëren, maar wel consequent hoger ligt dan 5 (Figuur 52).

Biobeschikbare P concentraties

Voor het subtype glanshavergrasland met grote pimpernel zijn zeer lage Olsen-P concentraties noodzakelijk (Olsen-P < 15 mg kg⁻¹) (De Schrijver et al. 2013d). Uit Figuur 53 blijkt dat hogere Olsen-P concentraties kunnen voorkomen (databank terreincondities).



Figuur 52: pH-H₂O in glanshavergrasland (Houtmeyers et al. 2013)



Figuur 53: Concentraties biobeschikbaar P (Olsen-P) in glanshavergrasland (Houtmeyers et al. 2013)

De vraag stelt zich echter hoe soortenrijk deze graslanden met hoge biobeschikbare P gehalten zijn, en wat de bedekking is van typische soorten. Voor 30 proefvlakken gelegen in glanshavergraslanden met grote pimpernel toont Figuur 54 de Olsen-P concentraties in functie van het soortenaantal en textuurtype (data INBO). In proefvlakken met een hoger soortenaantal (20-38 soorten) variëren de Olsen-P-waarden tussen 5.4 en 28.1 mg kg⁻¹, de mediaan bedraagt 9.8 mg kg⁻¹.

Voor het habitatype 6510 zijn typische soorten beschreven (T'jollyn et al. 2009). Dit zijn kwaliteitsindicatoren die samen met de habitatstructuur de ontwikkelingsgraad van het habitatype opbouwend beïnvloeden. Voor de 30 proefvlakken gelegen in glanshavergraslanden met grote pimpernel werd de som van de bedekking van deze typische soorten berekend. Figuur 55 geeft de Olsen-P concentraties weer in functie van de bedekking van typische soorten en textuurtype (data INBO). In proefvlakken met een hogere bedekking van typische soorten (14-61%) variëren de Olsen-P-waarden tussen 5.4 en 16.2 mg kg⁻¹, de mediaan bedraagt 8.3 mg kg⁻¹.

85% van de percelen hebben echter Olsen-P-waarden die lager liggen dan 15 mg kg⁻¹. Ook volgens Critchley et al. (2002) & Gowing et al. (2002) onderscheiden de bodems van soortenrijke graslanden zich van hun soortenarmere varianten vooral door hun lagere biobeschikbare fosfaatgehalten (5-15 mg kg⁻¹ Olsen-P). Ook Gilbert et al. (2009) toonden aan dat de hoogste soortenrijkdom in Britse graslanden voorkomt op bodems met minder dan 10 mg P kg⁻¹, met een optimum bij 5 mg P kg⁻¹.

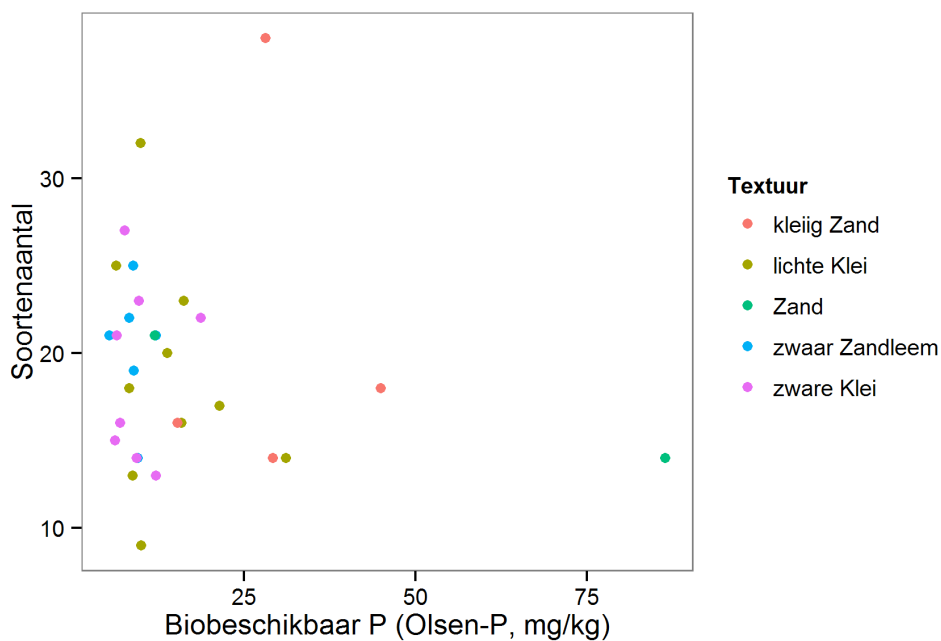
Dotterbloemgrasland

Bodemzuurtegraad

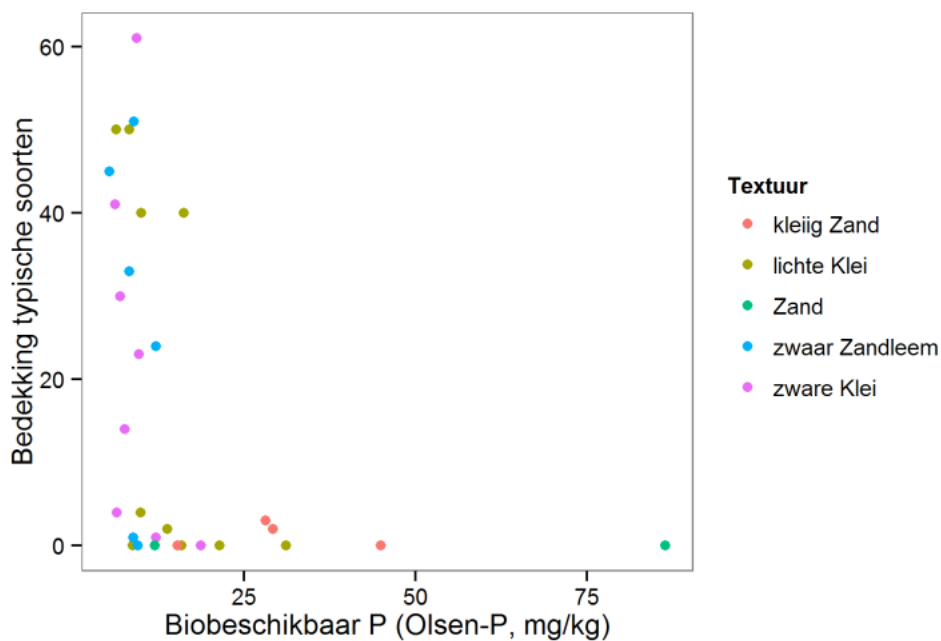
Ook voor dotterbloemgrasland variëren de pH-waarden enorm, maar opnieuw liggen ze consequent boven pH-H₂O = 4.5-5.

Biobeschikbaar P

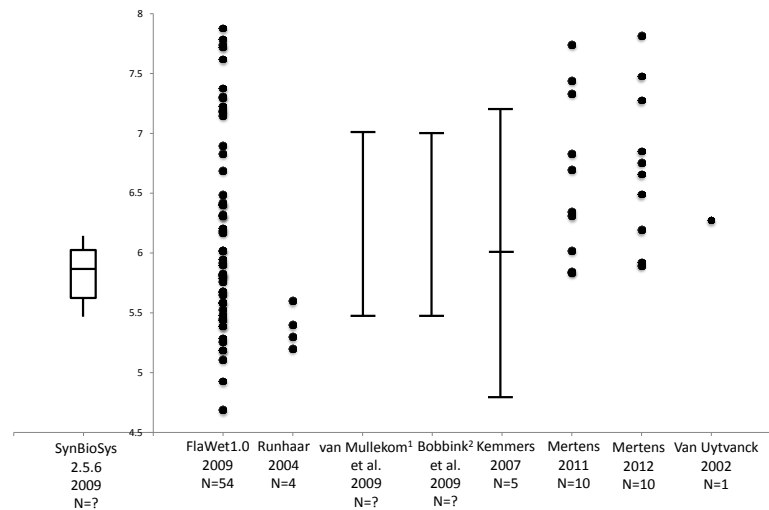
De concentraties biobeschikbaar P (Olsen-P) lopen eveneens sterk uiteen, maar blijken wel consequent lager te liggen dan 25 mg kg⁻¹. Tussen de jaren kunnen de Olsen-P concentraties blijkbaar ook sterk schommelen (zie data van Mertens in 2011 en 2012 in Figuur 57, het betreft hier exact dezelfde locaties die bemonsterd werden).



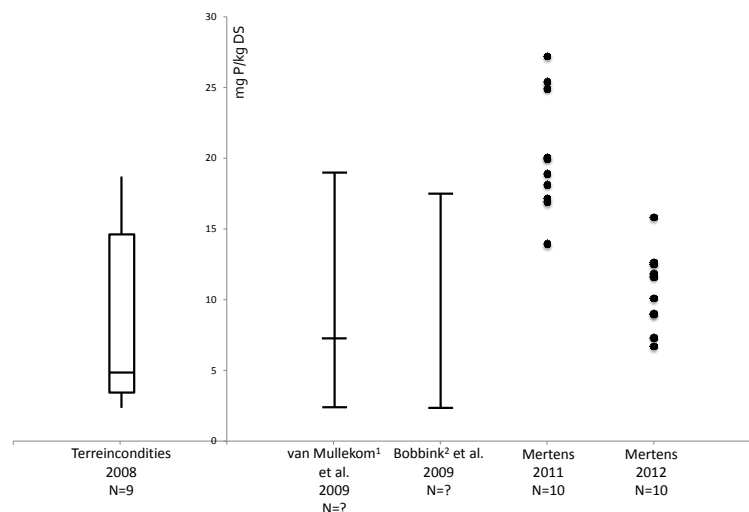
Figuur 54: Relatie tussen het aantal soorten van 30 proefvlakken gelegen in glanshavergraslanden met grote pimpernel in relatie tot biobeschikbaar P voor verschillende textuurtypes



Figuur 55: Bedekking van typische soorten van pimpernelgraslanden (grote pimpernel, knooppkruid, veldlathyrus, knolsteenbreek, goudhaver, ...) in relatie tot de biobeschikbare P concentraties (Olsen-P) in de bovenste 10 cm van de bodem (Bron gegevens: INBO)



Figuur 56: pH-H₂O in dotterbloemgrasland (Houtmeyers et al. 2013)



Figuur 57: Concentraties biobeschikbaar P (Olsen-P) in dotterbloemgrasland (Houtmeyers et al. 2013)

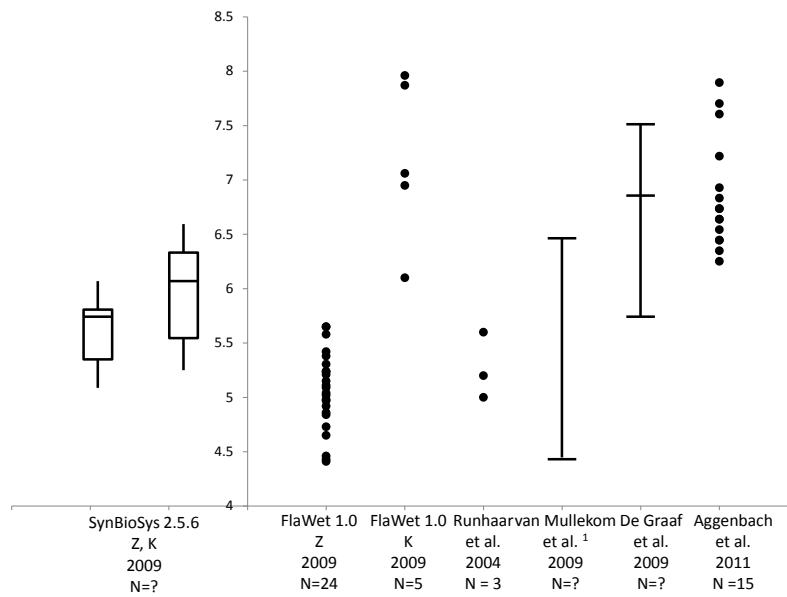
Kleine zeggevegetaties

Bodemzuurtegraad

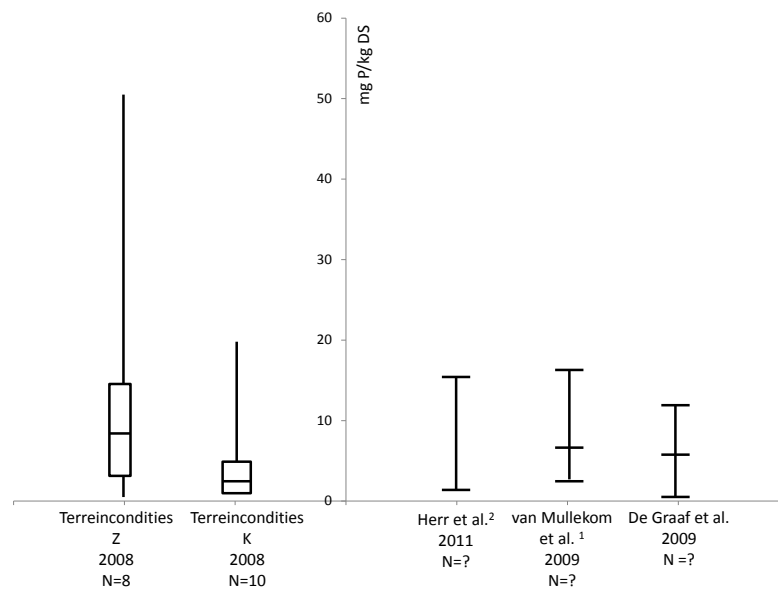
Ook voor kleine zeggevegetaties kunnen de pH-waarden enorm variëren. Ook voor dit vegetatietype liggen ze echter consequent boven pH-H₂O = 4.5 (Figuur 58).

Biobeschikbaar P

De concentraties biobeschikbaar P (Olsen-P) lopen eveneens sterk uiteen, maar blijken wel quasi altijd lager te liggen dan 20 mg kg⁻¹ (Figuur 59).



Figuur 58: pH-H₂O in kleine zeggenvegetaties (Z= verbond van zwarte zegge, K=knobbiesverbond) (Houtmeyers et al. 2013)



Figuur 59: Concentraties biobeschikbaar P (Olsen-P) in kleine zeggenvegetaties (Z= verbond van zwarte zegge, K=knobbiesverbond) (Houtmeyers et al. 2013)

2. Selectie van criteria

Uit bovenstaande gegevens blijkt dat bijkomend studiewerk noodzakelijk is om op een onderbouwde manier de referentiegegevens vast te leggen. Gebaseerd op al bovenstaande informatie hebben we voor deze studie geopteerd om de berekeningen van de verschravingsduur (zie § IV.0) te maken voor een streng criterium (Olsen-P < 10 mg kg⁻¹) en een minder streng criterium (Olsen-P < 25 mg kg⁻¹). Het streng criterium is wellicht noodzakelijk voor de ontwikkeling van blauwgraslanden, maar ook de meer soortenrijke varianten van glanshavergraslanden. Voor dotterbloemgraslanden spelen de P-concentraties misschien een minder belangrijke rol, en kan misschien het minder streng criterium (Olsen-P < 25 mg kg⁻¹) gehanteerd worden. Dit tweede minder streng criterium zou eveneens kunnen gehanteerd worden waar een streven naar Olsen-P <10 mg kg⁻¹ onrealistisch is. Hier wordt dan gestreefd naar soortenrijke graslanden met aanwezigheid van verschillende karakteristieke soorten, maar de lat ligt minder hoog (minder hoge soortenrijkdom, minder typische sleutelsoorten). Deze graslanden zouden voor 'een continuüm' kunnen zorgen voor verschillende flora- en faunaelementen die ook voorkomen op de betere referentiepercelen.

3. Distance to target

In onderstaande kaartjes tonen we via kleurcodes welke percelen momenteel op diepte van 0 tot 10 cm al voldoen aan het strenge criterium van <10 mg kg⁻¹ en het minder strenge criterium van <25 mg kg⁻¹. Proefvlakken 28-31 (linievisser), 22 en 26 voldoen aan het strenge criterium; proefvlakken 14, 17, 21, 23, 24, 37, 39, 43 en 45 voldoen al aan het minder strenge criterium.



Figuur 60: Olsen-P concentraties op 0-10 cm diepte in de verschillende percelen, ingekleurd volgens de gehanteerde criteria ($<10 \text{ mg kg}^{-1}$ voor het streng criterium, $<25 \text{ mg kg}^{-1}$ voor het minder streng criterium)

4. Mogelijkheden voor verschraling van nutriëntenrijke bodems

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 en uitmijnen kan dan weer gezien worden als een vorm van natuurontwikkeling over langere termijn.

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 maai-beheer in de natuursector toegepast om bloemen- 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. Maai-beheer kan ook worden ingezet om natuurontwikkeling te realiseren op voormalige landbouwgronden. Een bemest grasland dat meermaals gemaaid wordt, kan jaarlijks meer dan 15 ton biomassa produceren. De biomassaproductie zal bij omschakeling van landbouwbeheer naar verschrallend maai-beheer reeds na enkele jaren afnemen door een limitatie door 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 maai-frequentie van vier keer per jaar (Pavlu 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.

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, zal het via maaien en afvoeren vaak meer dan honderd jaar duren om voldoende P-arme omstandigheden te verkrijgen. Het is bijgevolg beter om een verschrallend maai-beheer in te zetten op terreinen waar de gewenste bodem-P-condities bijna bereikt zijn (Smolders et al. 2008), zoals vanaf $25 \text{ mg P}_{\text{Olsen}} \text{ kg}^{-1}$.

Naast de bijzonder lange tijdsduur om via maai-beheer de geschikte biogeochemische omstandigheden te creëren, hangt er ook een zekere kostprijs vast aan een ontwikkelingsbeheer via maaien, die varieert tussen 580 en 1872 euro $\text{ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$ (Tabel 9). Deze kostprijs is afhankelijk van de verkoops waarde van het hooi, die op zijn beurt grotendeels bepaald wordt door de kwaliteit van het maaisel. De maaiselkwaliteit wordt beïnvloed door de frequentie van het maaien en niet door het al dan niet bemesten met N. Bij vier keer maaien is de verteerbaarheid veel hoger dan bij slechts twee keer maaien (Pavlu et al. 2011). Maar zelfs bij maaisel van een lagere kwaliteit kunnen de paarden- en schapensector interessante afzetmarkten zijn. En ook bij runderen zijn er afzetmogelijkheden. Zo kunnen drooggevalen en jonge koeien dit hooi als voeder gebruiken en ook het bijmengen van lager kwalitatief maaisel (tot 40 %) kan voor hoog productief melkvee zonder productieverliezen (Bruinenberg et al. 2006).

Tabel 9: Geschatte kostprijs van verschillende natuurontwikkelingsmaatregelen. Gegevens uit Anonymous (2012a), tenzij aangegeven met een *: inschatting volgens Oosterbaan et al. (2008). Maatregelen die jaarlijks herhaald moeten worden, werden uitgedrukt in jaarlijkse kost.

Maatregel	Kostenrange (euro ha⁻¹)
Ontgronden (30 cm)	50 000 – 300 000
Plaggen	6000 – 11000
Maaien en afvoeren	580 – 1872
Uitmijnen*	540

Ontgronden

De laatste jaren wordt steeds vaker overgegaan tot ontgronden om een snelle verschraling 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 echter 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. 2012b). Verder wordt bij ontgronden (een deel van) de bodembiota en de zaadbank (Kardol et al. 2009, Kemmers et al. 2006, Oosterbaan et al. 2008) verwijderd. De zeer hoge kostprijs (Tabel 9) 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 15000 à 25000€/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 een maaibeheer met als doel de bodem te verschralen, omdat bij deze laatste maatregel meerdere maaisneden noodzakelijk zijn terwijl bij een onderhoudsbeheer de vegetatie meestal slechts eenmalig gemaaid wordt.

Het is echter niet in alle gevallen mogelijk om te ontgronden tot de gewenste diepte door het ontstaan van een 'badkuip' waarin het regenwater blijft staan. Ook de aanwezigheid van erfgoedwaarden kunnen conflicteren met deze maatregel. In de depressie van de Moervaart zorgt de aanwezigheid van paleogeulen er bijvoorbeeld voor dat in bepaalde zones ontgronden onmogelijk is (De Schrijver et al., 2013c). Daarenboven is het gewenste resultaat na ontgronden niet gegarandeerd gezien de herkolonisatie van doelplantensoorten vaak moeizaam verloopt zonder introductie (Allison & Ausden 2004, Sival et al. 2009, Verhagen et al. 2004).

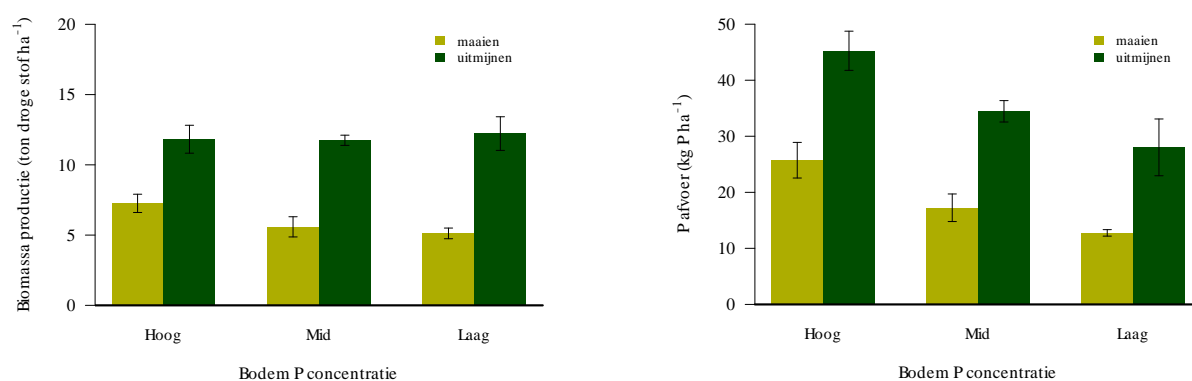
Met een oppervlakkige ontgroning, of plaggen, wordt bedoeld dat minder dan 10 cm van de toplaag afgevoerd wordt. Met deze maatregel wordt een deel van de nutriënten en een belangrijke hoeveelheid bodemorganisch materiaal verwijderd. Op landbouwbodems waarop kerende grondbewerkingen werden toegepast, 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.

Uitmijnen

Een alternatief voor ontgronden en maaien en afvoeren is de techniek van P-uitmijning. Uitmijnen is een aangepaste landbouwmethode gericht op het afvoeren van P waardoor de overgang van landbouw naar natuur gradueel verloopt. Deze techniek kan ingezet worden als uitbolscenario ter voorbereiding op een natuurbeheer. Uitmijnen wordt voorgesteld als een snellere verschralingstechniek 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 het bodem- en gewastype en kan best geadviseerd worden door experts (vb. Bodemkundige Dienst van België). Hierbij moet ook de pH tussen de 5,5 en 6,5 worden gehouden met bv. bekalking om maximale opname van P mogelijk te maken. Er zijn echter nog tal van onzekerheden aan deze techniek in ontwikkeling.

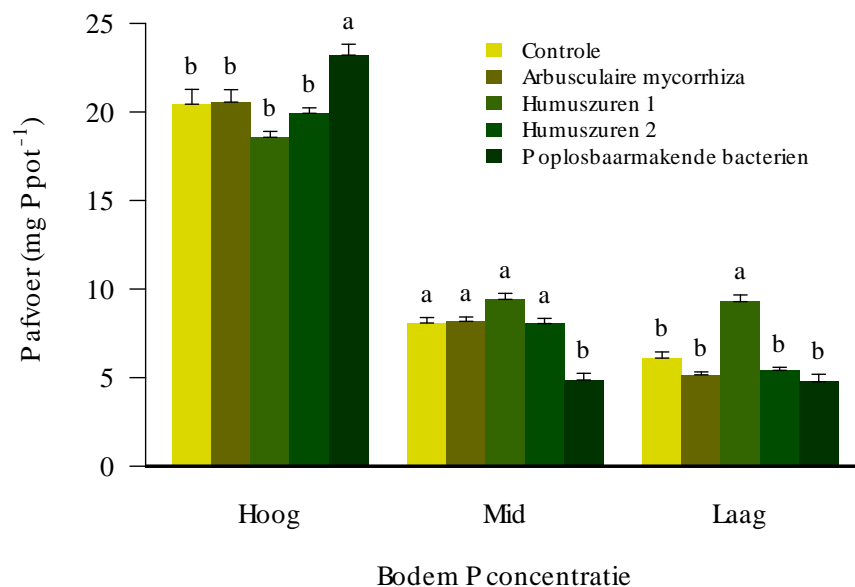
De eerste veld- en potexperimenten van P-uitmijnen met grassen bij verschillende bodem-P-niveaus tonen aan dat de efficiëntie van het uitmijnen zal dalen bij afname van de bodem-P-concentratie en dus in de loop van het verschralingsproces (Figuur 61 en Figuur 62, Schelfhout et al. *submitted*). Het onmiddellijk 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. 2013b) 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 verschraling van een P-rijke tot een P-arme bodem met uitmijnen toch nog decennia kunnen duren, afhankelijk van de uitgangssituatie en het natuurdoeltype. Uitmijnen zal bijgevolg een methode zijn die slechts in een beperkt aantal situaties wordt aangeraden. Ook maakt deze bevinding duidelijk dat uitmijnen tot aan de doel-P-concentratie af te raden is, gezien de geringe meerwaarde ten opzichte van maaien en afvoeren zonder bemesting. In de latere fase van een uitmijnbeheer kan ook best overgeschakeld op maaien en afvoeren waarbij 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.

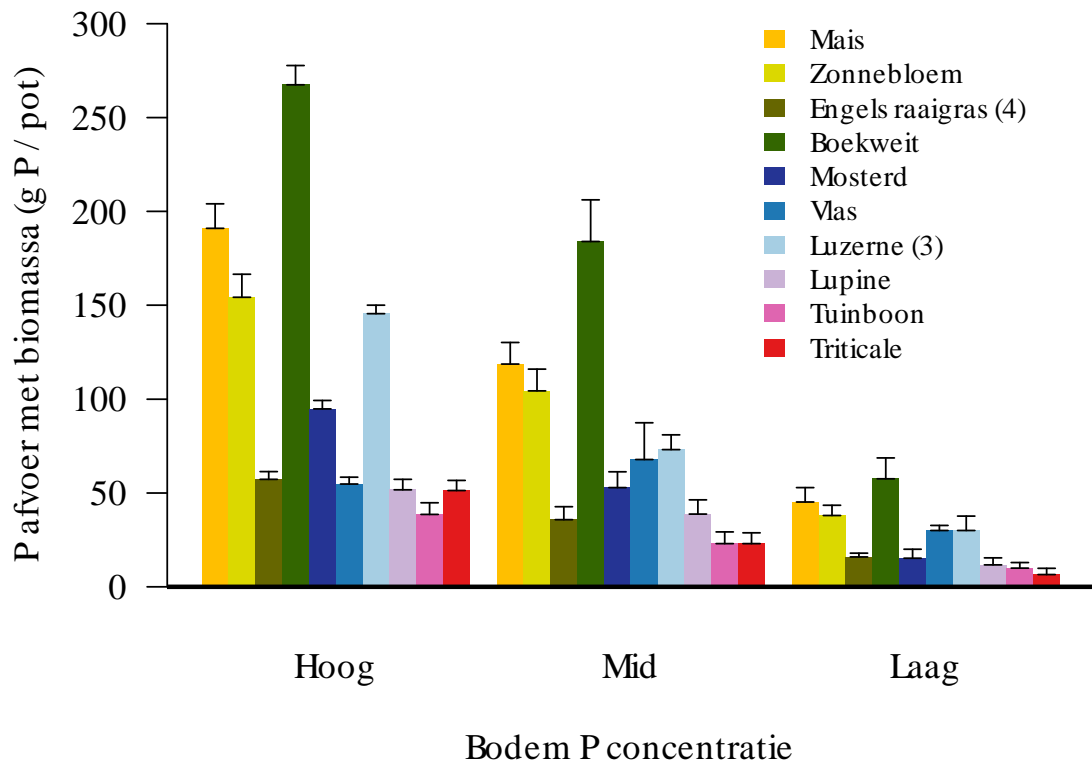


Figuur 61: Biomassa productie en P-afvoer in het derde jaar (2013) na de start van de veldproef in natuurgebied *Landschap de Liereman* (Natuurpunt vzw) op drie verschillende bodem-P-niveaus: Hoog is 110 mg P_{Olsen} kg⁻¹, Mid is 70 mg P_{Olsen} kg⁻¹ en Laag is 30 mg P_{Olsen} kg⁻¹. Uitmijnen van P door bemesting met N en K wordt vergeleken met maaien en afvoeren zonder bemesting. De biomassa-productie en P afvoer zijn veel lager bij verschralend maaien. Het valt op dat ondanks de gelijke biomassa-productie op de drie percelen er toch een groot verschil in P afvoer bestaat. Uitmijnen vertraagt dus met de tijd. De veldproef is nog lopende en zal nog minstens twee jaar opgevolgd worden

Verschraling via uitmijnen blijkt dus, zeker bij hoge bodem-P, bijna 50% sneller te gaan dan maaien en afvoeren (Figuur 61), maar voor veel voormalige landbouwpercelen is de benodigde tijdsduur nog steeds erg lang. Daarom wordt gezocht naar manieren om de techniek van P-uitmijning te verbeteren. We hebben zonder resultaat geprobeerd om de vertraagde nalevering van bodem-P uit de traag circulerende P pool te versnellen via bodemaddities zoals humuszuren, arbusculaire mycorrhiza en fosfor oplosbaar makende bacteriën (Figuur 62, Schelfhout et al. *submitted*). 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 (Hakala et al. 2009, Sharma et al. 2007, Turner 2008). Zo is het mogelijk interessant om een P-vrijmakend gewas in rotatie te gebruiken met een hoog productief gewas (Teboh & Franzen, 2011). Uit een eerste potproef bij verschillende bodem-P-niveaus bleek dat boekweit en luzerne interessante uitmijngewassen zijn (Figuur 63). Deze resultaten worden in de komende jaren uitgetest in een gewasrotatie op pas verworven percelen van *Landschap De Liereman* (Natuurpunt).



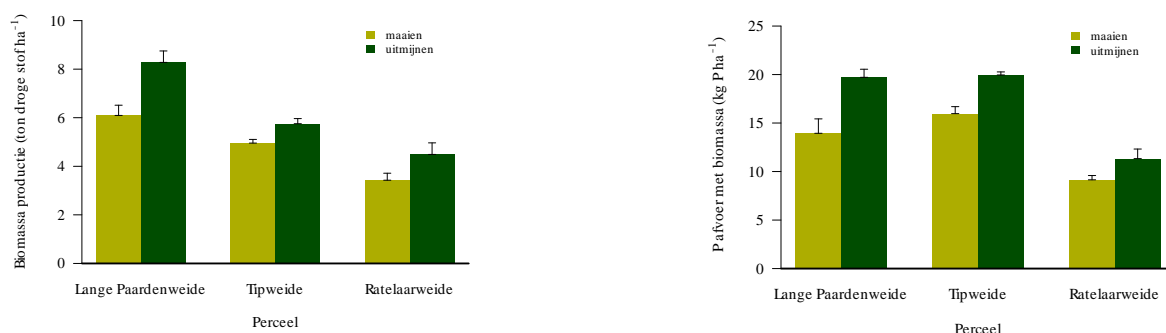
Figuur 62: Gecumuleerde P-afvoer van vier maaibeurten uit een potproef van 123 dagen waarbij uitmijnen van P met Engels raaigras bij verschillende bodem-P-niveaus werd getest. De bodem-P-niveaus zijn dezelfde als in Figuur 61. In tegenstelling tot die veldproef was de biomassa-productie niet dezelfde voor de drie bodem-P-niveaus: de productie was ten opzichte van Hoog 23% en 36% lager bij resp. Mid en Laag. De verschillende balkjes staan voor verschillende behandelingen waarmee getracht werd om meer P af te voeren met het gras. De behandelingen gaven geen noemenswaardige verbeteringen ten opzichte van de controle.



Figuur 63: Uitmijnen met tien verschillende gewassen in een potproef met drie verschillende bodem-P-niveaus. De bodems werden optimaal bemest met alle nutriënten, behalve P. Tussen haakjes staat het aantal oogsten vermeld als dit meer dan een keer was. Uit deze gegevens blijkt dat de P-afvoer afhankelijk is van het bodem-P-niveau en van het gebruikte gewas. (ongepubliceerde resultaten Schelfhout et al.)

Het inzetten van P-uitmijnen als natuurontwikkelingsmaatregel moet echter 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. de teelt van mais, ondanks de hoge P-afvoer, op tegenstand stuiten. Andere factoren dan een snelle P-afvoer kunnen bepalend zijn voor de gewaskeuze. Zo kan het gebruik van graangewassen, boekweit, luzerne en grasklaver beter in het volledige plaatje van natuurherstel passen door hun bijkomende waarde voor bv. akkervogels en insecten. Ook is voor de bodembiota zeer nadelig om grondbewerkingen uit te voeren op een reeds lang gevestigd grasland zodat gewassen zouden kunnen worden ingezaaid (Roger-Estrade et al. 2010). We bekeken daarom in een veldproef in het Vrieselhof (2013) of uitmijnen met de bestaande vegetatie een mogelijke piste is (Figuur 64). Bemesting met N (uitmijnen) kon in slechts twee van de drie percelen de P-afvoer met een redelijke hoeveelheid verhogen. Dit experiment moeten echter gedurende een langere periode opgevolgd worden om zinvolle conclusies uit te kunnen trekken. Het is ook mogelijk om N bemesting te vervangen door een combinatie van gras met N fixerende rode en/of witte klaver in te zaaien. Als de klaver zich goed vestigt in de grasklavervegetatie, kan deze meer dan 200 kg N fixeren (Barrios 2007) en daardoor kan de P afvoer van een P rijke bodem even hoog zijn als bij een grasland dat bemest wordt met N (ca. 30 tot 40 kg P afvoer jaar⁻¹ bij Van der Salm et al. 2009). Klaver is echter gevoelig voor een tekort aan K die optreedt bij een kritische bladconcentratie van 17 mg K g⁻¹ droge stof en kan daardoor uit het

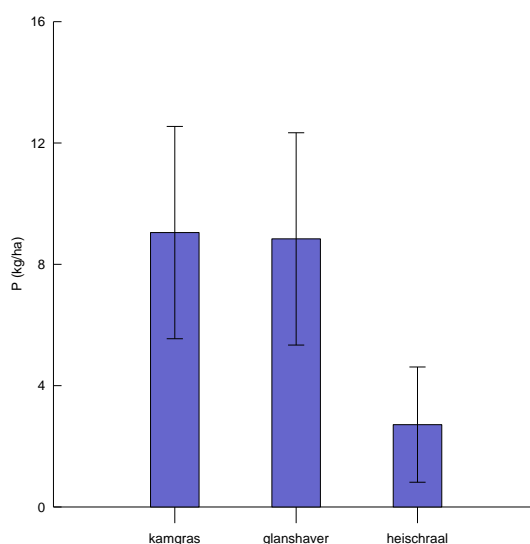
grasland verdwijnen (Evans et al. 1986). Zonder K-bemesting werd bij een uitmijnexperiment met grasklaver op het Nederlandse Hengstven 15% minder P afgevoerd dan in het wel bemeste perceel (van Eekeren et al. 2007).



Figuur 64: Resultaten van een eenjarige veldproef in Oelegem (Vrieselhof) waarbij getracht werd om met de aanwezige graslandvegetatie P uit te mijnen. Proefvlakken werden bemest met N en de biomassa productie en cumulatieve P afvoer werd bepaald na twee keer maaibeurten. De Lange Paardenweide en Ratelaarweide waren armer aan P: resp. 30 en 36 mg P_{Olsen} kg⁻¹. De Tipweide was een perceel met hogere P concentraties: 68 mg P_{Olsen} kg⁻¹ maar een weinig productieve vegetatie (dominantie van smalle weegbree).

5. Theoretisch kader voor de berekeningen van uitmijnen

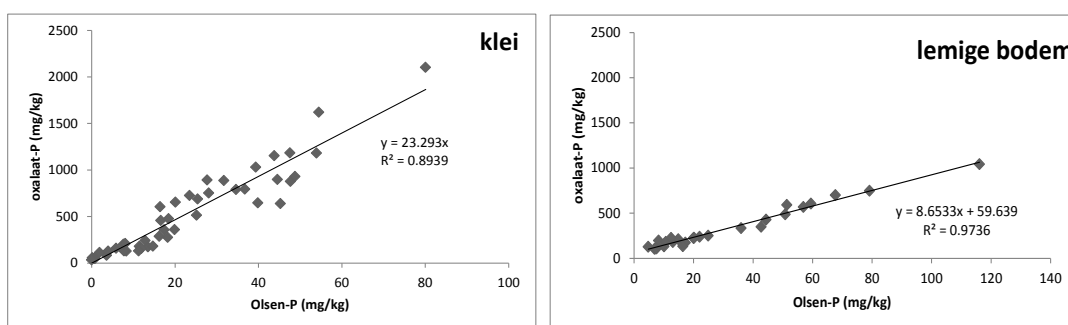
Wanneer de bodem verschaalt neemt de P-afvoer bij maaien af door het optreden van limitatie door nutriënten die snel uit het systeem verdwijnen, zoals stikstof (N) en kalium (K). Op basis van literatuur en eigen metingen nemen we aan dat de P-afvoer van de rijkere graslandtypes via maaibeheer in natuurpercelen tussen 5 en 15 kg P per hectare bedraagt (Figuur 61, Figuur 65, Oosterbaan et al. 2008, Sival et al. 2007). Voor heischrale graslanden op nutriëntenarme bodems ligt de P-afvoer significant lager (zie Figuur 65).



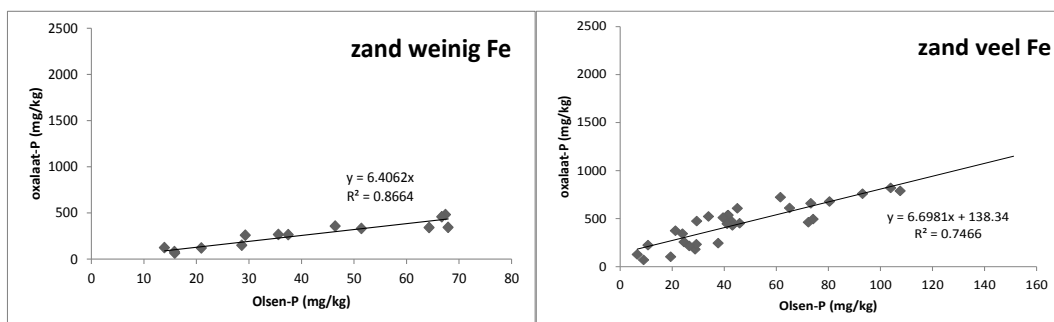
Figuur 65: Afvoer van P via maaibeheer (eenmalig maaien) in kamgras, glanshaver en heischrale graslanden (Data Universiteit Gent)

Wanneer er echter selectief bemest wordt met N en K, kan de P-afvoer langere tijd hoog gehouden worden. Na verloop van tijd treedt echter toch een verlaging in de P-afvoer op door een vertraagde aanvulling van biobeschikbaar P vanuit de traagcyclerende actieve P pool (cfr. Koopmans et al. 2004). Gezien het precieze verloop van deze afname van P in de tijd tot op heden niet gekend is, op basis van de huidige kennis, een theoretische berekening gemaakt.

De pool van biobeschikbaar P (hier gekwantificeerd als Olsen-P) wordt permanent aangevuld vanuit de traag cyclerende actieve P pool (hier gekwantificeerd als oxalaat-P). Op basis van de fractie aan oxalaat-P werd per perceel berekend wat de overmaat is aan P in de ploegvoor. Daartoe werd eerst de relatie tussen oxalaat-P en Olsen-P bepaald. Hierbij werd voor deze dataset onderscheid gemaakt tussen percelen op kleibodem, op leembodem, op ijzerrijke zandbodem en op ijzerarme zandbodem.



Figuur 66: Relatie tussen Olsen-P (mg kg^{-1}) en oxalaat-P (mg kg^{-1}) voor kleibodems en lemige bodems



Figuur 67: Relatie tussen Olsen-P (mg kg^{-1}) en oxalaat-P (mg kg^{-1}) voor zandbodems met weinig of veel Fe

Bij gelijke concentraties aan oxalaat-P zullen kleibodem (vb. percelen in de zone Moervaart) significant lagere biobeschikbare P-concentraties bevatten dan lemige of zandige bodems in de zone Fondatie. Met behulp van de opgestelde regressies kon ingeschat worden hoe groot de traagcyclerende (oxalaat-P) concentraties mogen zijn voor de beide criteria van Olsen-P (zie Tabel 10).

Tabel 10: Na te streven oxalaat-P concentraties (mg kg^{-1}) voor de beide criteria van Olsen-P voor de diverse bodemtypes

	10 mg/kg Olsen-P	25 mg/kg Olsen-P
Klei	233	582
Lemige bodem	146	276
Zandbodem weinig Fe	64	160
Zandbodem veel Fe	90	224

De overmaat aan oxalaat-P moet worden weggewerkt via opname door de gewassen (uitmijnen). Voor onze berekeningen hebben we de P-afvoer doen dalen naarmate de Olsen-P concentraties in de bodem afnemen (zie Tabel 11). Deze gegevens zijn gebaseerd op onze huidige kennis, maar blijven indicatief en dienen nog verfijnd te worden op basis van het lopende onderzoek. De uitmijnduur werd berekend tot de Olsen-P concentraties lager liggen dan 25 mg kg^{-1} , waarna voor de berekeningen in functie van het streng criterium van Olsen-P $< 10 \text{ mg kg}^{-1}$ werd overgestapt op een klassiek maaibeheer waarbij geen bemesting van N en K meer wordt toegediend. Op deze manier gaat in schralere condities ook het biotische herstel al van start. De uitmijntijd werd bepaald door te berekenen in hoeveel jaar de overmaat aan oxalaat-P kon weggewerkt worden door gewasteelt. Door de gekende relatie tussen de concentraties oxalaat-P en Olsen-P (Figuur 66 en Figuur 67) kan doorheen de tijd berekend worden hoe de P-afvoer vermindert (volgens Tabel 11).

Tabel 11: Indicatieve aannames van P-afvoer in een uitmijnbeheer (N+K-bemesting) bij dalende biobeschikbaarheid aan P in de ploegvoor (0-30 cm). Vanaf Olsen-P $< 25 \text{ mg kg}^{-1}$ wordt overgestapt op een maaibeheer

Olsen-P concentratie in de ploegvoor (mg kg^{-1})	P-afvoer ($\text{kg ha}^{-1} \text{ j}^{-1}$)	
> 60	50	
50-60	45	
40-50	40	
30-40	30	
25-30	25	
20-25	10	Vanaf hier maaibeheer
<20	10	

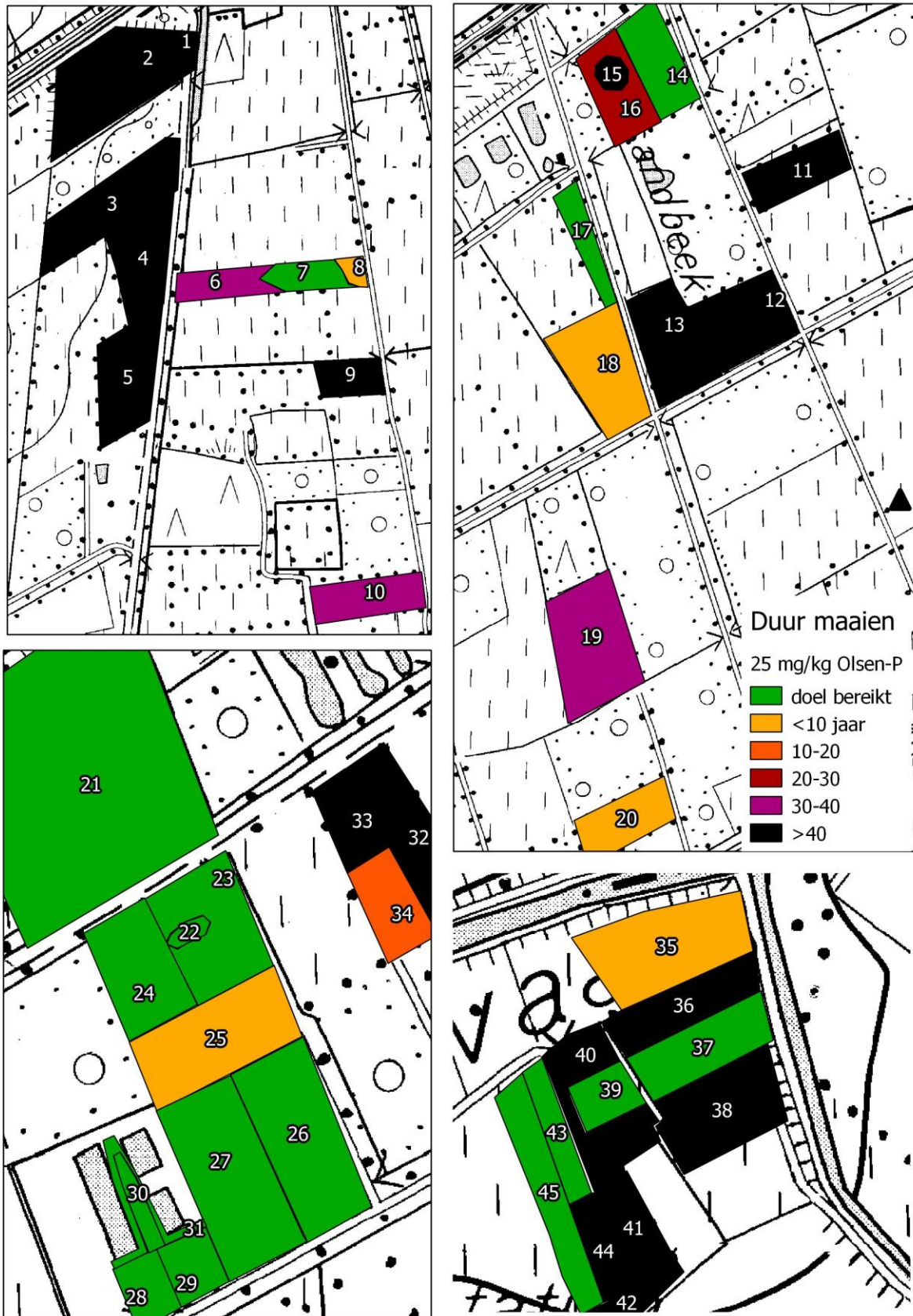
6. Noodzakelijk beheer ter herstel en ontwikkeling van habitats

In deze paragraaf wordt met kaartjes voorgesteld hoe lang het duurt om via een beheer van maaien en uitmijnen de noodzakelijke abiotiek te bekomen voor het herstel van glanshavergraslanden met grote pimperl. We tonen kaartjes met de duur van een klassiek maaibeheer en een uitmijnbeheer om de gewenste abiotiek in relatie tot P te bekomen in het geval van het criterium Olsen-P $< 10 \text{ mg kg}^{-1}$ en het criterium Olsen-P $< 25 \text{ mg kg}^{-1}$.

Tabel 12 en Tabel 13 geven het cijfermateriaal achter deze kaarten, en presenteren verder cijfers van de noodzakelijke duur van maaien en uitmijnen nadat 10 of 20 cm ontgrond wordt (in functie van de twee vooropgestelde criteria). Verder wordt in hoofdstuk X een gedetailleerdere bespreking gegeven van de noodzakelijke maatregelen op perceelsniveau. Hierbij worden telkens afwegingen gemaakt tussen mogelijke scenario's: bijvoorbeeld, ontgronden wordt niet aanbevolen wanneer daarmee een laag met moeraskalk (zuurbufferend vermogen) wordt verwijderd. Er wordt eveneens rekening gehouden met de hydrologische vereisten van de beoogde doelvegetaties.



Figuur 68: Noodzakelijke duur van maai-beheer in functie van criterium Olsen-P < 10 mg kg⁻¹



Figuur 69: Noodzakelijke duur van maai-beheer in functie van criterium Olsen-P < 25 mg kg⁻¹



Figuur 70: Noodzakelijke duur van uitmijnen in functie van criterium Olsen-P < 10 mg kg⁻¹



Figuur 71: Noodzakelijke duur van uitmijnen in functie van criterium Olsen-P < 25 mg kg⁻¹

Tabel 12: Overzichtstabel van de per perceel noodzakelijke termijn (in jaren) van maaien en uitmijnen voor het bereiken van criterium Olsen-P < 25 mg kg⁻¹. Verder werd de noodzakelijke duur van maaien en uitmijnen berekend nadat 10 of 20 cm ontgrond wordt. Een 0 = doel bereikt, een / = beter maaien dan uitmijnen. Voor de zone Moervaart is ontgronden niet aan de orde en werden hiervoor geen berekeningen gemaakt

Perceel	Uitmijnen	Maaien	Uitmijnen_10	Maaien_10	Uitmijnen_20	Maaien_20
1	55	216	60	223	55	208
2	165	723	160	712	200	894
3	45	157	35	101	20	50
4	30	80	25	64	10	22
5	35	107	25	45	10	36
6	23	35	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0
8	5	8	0	0	0	0
9	20	54	10	24	0	0
10	21	32	0	0	0	0
11	50	168	25	73	10	25
12	25	53	10	25	0	2
13	45	142	25	83	10	32
14	0	0	0	0	0	0
15	25	73	20	52	10	32
16	20	28	10	23	0	0
17	0	0	0	0	0	0
18	/	5	0	0	0	0
19	15	33	10	28	5	14
20	7	10	0	2	0	1
21	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0
25	0	5	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0
32	25	71	7	41	0	7
33	25	82	15	35	0	0
34	10	19	10	12	0	0
35	3	7				
36	40	100				
37	0	0				
38	25	74				
39	0	0				
40	55	154				
41	30	69				
42	100	359				
43	0	0				
44	25	52				
45	0	0				

Tabel 13: Overzichtstabel van de per perceel noodzakelijke termijn (in jaren) van maaien en uitmijnen voor het bereiken van criterium Olsen-P < 10 mg kg⁻¹. Verder werd de noodzakelijke duur van maaien en uitmijnen berekend nadat 10 of 20 cm ontgrond wordt. Een 0 = doel bereikt, een / = beter maaien dan uitmijnen. Voor de zone Moervaart is ontgronden niet aan de orde en werden hiervoor geen berekeningen gemaakt

Perceel	Uitmijnen	Maaien	Uitmijnen_10	Maaien_10	Uitmijnen_20	Maaien_20
1	112	273	117	280	112	265
2	222	780	217	769	257	951
3	102	214	92	158	58	88
4	87	137	82	121	48	60
5	92	164	94	114	29	55
6	81	93	/	29	/	1
7	93	93	/	38	/	1
8	67	70	/	20	/	2
9	55	89	32	46	/	8
10	75	86	/	25	0	0
11	101	219	59	107	29	44
12	82	110	48	63	19	21
13	102	199	63	121	29	51
14	/	35	/	25	/	13
15	65	113	52	84	29	51
16	112	120	52	65	/	23
17	/	3	0	0	0	0
18	15	20	/	8	/	1
19	55	73	37	55	18	27
20	54	57	37	39	17	18
21	/	7	/	4	0	0
22	0	0	0	0	0	0
23	/	16	/	7	0	0
24	/	4	0	0	0	0
25	7	12	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0
27	/	4	0	0	0	0
32	76	122	41	75	17	24
33	69	126	42	62	10	10
34	42	51	25	27	2	2
35	61	65				
36	166	226				
37	/	68				
38	109	158				
39	/	19				
40	139	238				
41	156	195				
42	226	485				
43	/	7				
44	160	187				
45	/	4				

X. Globale bespreking

In dit hoofdstuk wordt per perceel een overzicht gegeven van welke de mogelijkheden zijn tot ontwikkeling van diverse natuurdoeltypen. We bespreken de abiotische bottlenecks, zowel qua hydrologische karakteristieken als qua nutriënten. Deze bespreking op perceelsniveau wordt best in combinatie met de fiches (zie DEEL II: FICHES) bekeken. Binnen deze bespreking werd, op vraag van de stuurgroep, als uiterste termijn voor realisatie van de abiotische condities de IHD-timing 2050 gehanteerd.

Voor ieder perceel wordt bekeken welke combinatie van afgraven en termijn van uitmijn- of maaibeheer noodzakelijk is om de twee referentie P-niveau's (Olsen P 25 en 10 mg/kg, zie vorige hoofdstuk) te bereiken. Daarnaast wordt telkens bekeken of het perceel ook hydrologisch geschikt zal zijn voor de beoogde natuurdoeltypen. Hiervoor worden de geïnterpoleerde gemiddelde laagste (GLG) en hoogste (GHG) grondwaterstanden van peilbuisgegevens in het projectgebied afgetoetst aan de referentiewaarden afgeleid uit NICHE Vlaanderen (zie Hoofdstuk IV). In deze overweging wordt telkens rekening gehouden met eventuele verlaging van het maaiveld na afgraven. Bovendien wordt telkens ook een scenario van 'lokale vernatting' besproken (aangeduid met stippellijnen op de fiches):

'Lokale vernatting' refereert naar het FH2-vernattingsscenario uit de ecohydrologische studie (Vanderhaeghe et al. 2010) dat door VLM gezien wordt als maximaal haalbare hydrologische ingreep. Het andere scenario (FH1), dat een meer ingrijpende vernatting voorziet, zou een te nadelige invloed hebben op de bewerkbaarheid (gebruik van zware machines) van de landbouwpercelen in de directe omgeving van de natuurpercelen. Dit laatste scenario wordt in deze bespreking dan ook niet meegenomen. Samengevat voorziet het scenario FH2 in de opstuwing van de kleinere waterlopen tot 20 cm onder het maaiveld, met enkele uitzonderingen (bv., omwille van nabijgelegen varkensboerderij). De grote waterlopen (Kanaal van Stekene, Fondatiegracht, Molenaarsdreefbeek) worden niet opgestuwd. Via een het geohydrologisch model 'Duraveg' werden de potenties voor verscheidene habitattypen berekend, waaronder blauwgrasland. De huidige potentiële oppervlakte (9.6 ha) van dit habitatype, zou met 12 ha uitgebreid worden onder het FH2 scenario. Dit verklaart de focus op blauwgrasland in deze studie. Echter, uit deze bespreking komt naar voor dat de potenties voor blauwgrasland toch zeer beperkt zijn. Hoewel we hier toetsen aan andere richtwaarden voor GXG's (NICHE Vlaanderen versus *Menyanthes* gebruikt in Duraveg), zijn de gebruikte peilbuisgegevens de voornaamste reden voor het verschil tussen de huidige en de ecohydrologische studie. De kalibratie van het geohydrologisch model uit Vanderhaeghe et al. (2010) gebeurde aan de hand van een 3-jarige meetreeks (2006-2008). In deze studie werden langere meetreeksen gebruikt: 9 tot 13 jaar (2000-2012) voor de peilbuizen van VZW Durme, 8 jaar (2005-2012) voor de peilbuizen van de Provincie in de zone Moervaart en 4 jaar (2009-2012) voor de peilbuizen van de Provincie in de zone Fondatie. Omwille van het grote verschil is 'huidige' GXG's tussen de studies, werd de gemodelleerde peilverhoging in het FH2 scenario op de fiches aangeduid (stippellijnen) t.o.v. de geïnterpoleerde GXG's (volle lijnen).

1. Zone Fondatie (eigendom VZW Durme)

Plot 1 & 2

Dit met bagger opgevoerde perceel (voormalige akker) heeft sterk verhoogde P-concentraties tot zeer grote diepte (Figuur 72). De randzone (plot 1) is minder sterk vervuild dan de centrale zone (plot 2), wat weerspiegeld wordt in een duidelijk onderscheid in de vegetatiesamenstelling. Om dit perceel interessant te maken voor eender welk natuurdoeltype, dient minstens 60 à 90 cm te worden afgegraven. Indien ontgrond zou worden, wordt het perceel hydrologisch geschikt voor dotterbloemgrasland en blauwgrasland in combinatie met lokale vernatting.

Plot 3

Dit perceel is een in 2004 uit landbouw genomen weiland en wordt sindsdien verder begraasd. De vegetatie is vrij ruig (veel brandnetel, gestreepte witbol, jacobskruiskruid). Het huidige beheer zorgt niet voor verschraling van de bodem. Zonder ontgronden is de P25 doelstelling niet haalbaar. Na 10 of 20 cm ontgronden in combinatie met uitmijnen is het realiseren van de P25 doelstelling haalbaar binnen de IHD-termijn. Hydrologisch gezien blijft het echter wat te droog voor blauwgrasland, ook bij lokale vernatting.

Voor snel herstel is het nodig ineens 40 cm af te graven, waardoor zowel de bodemnutriëntenstatus als de hydrologie geschikt worden voor blauwgrasland. Echter, de grote fluctuatie tussen zomer- en wintergrondwaterstanden kunnen een probleem vormen voor dit doeltype.

Plot 4

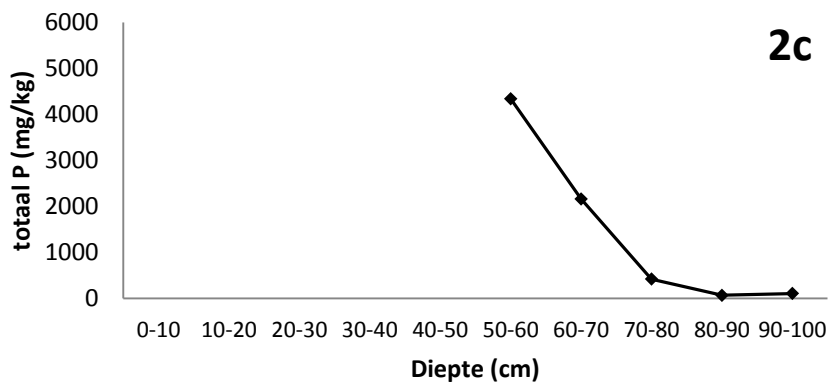
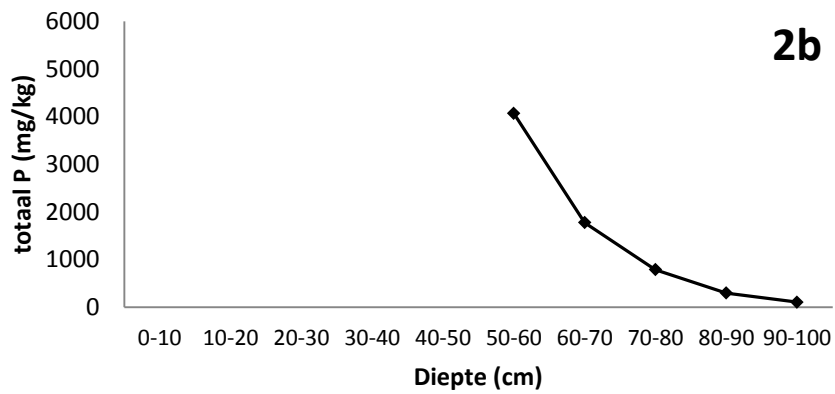
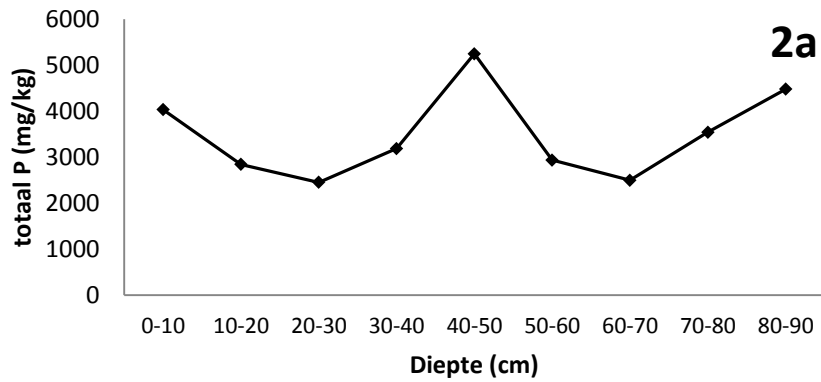
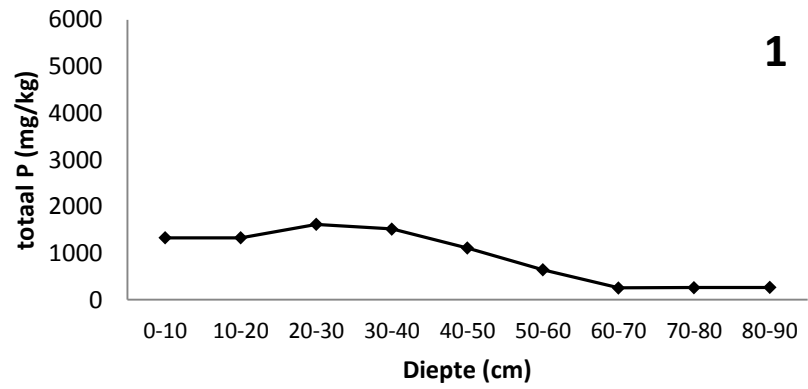
Plot 4 bevindt zich in een in 2004 uit landbouw genomen weiland en wordt sindsdien verder begraasd. De vegetatie is minder ruig als plot 3, er komen geen brandnetelhaarden voor maar de vegetatie wordt wel nog gedomineerd door gestreepte witbol. Het huidige beheer zorgt niet voor verschraling van de bodem. In dit perceel kan na uitmijnen P25 bereikt worden binnen de IHD-doelstelling. Om sneller P25 te bereiken kan overwogen worden om 20 cm te ontgronden, waarna toch nog uitgemijnd of gemaaid moet worden. Om P10 te bereiken binnen de IHD-termijn dient dieper ontgrond te worden, wat niet aan te bevelen is omwille van de aanwezigheid van moeraskalk vanaf 20 à 30 cm diepte.

Het perceel is momenteel hydrologisch enkel geschikt voor glanshavergrasland. Na 20 cm ontgronden gecombineerd met lokale vernatting is dit perceel nog te droog voor de ontwikkeling van dotterbloemgrasland. Mogelijks kan het blootleggen van moeraskalk wel leiden tot de ontwikkeling van kalkrijk kamgrasland, hydrologisch is dit perceel hiervoor geschikt (na afgraven en vernatting).

Plot 5

Deze plot ligt in een perceel dat volgens de beheerders van VZW Durme een voormalige akker is en gemaaid wordt sinds 2009. De vegetatie wordt gedomineerd door witbol, maar er komen al interessantere soorten voor dan in plots 3 en 4 (vb. echte koekoeksbloem en biezenknoppen). P25 kan via uitmijnen net bereikt worden. Na 20 cm ontgronden kan P25 bereikt worden via maaibeheer. Na 20 cm ontgronden en uitmijnen kan ook P10 bereikt worden binnen de IHD-termijn. Om snel P10 te bereiken kan overwogen worden om 30 cm te ontgronden.

Zonder afgraven is het perceel hydrologisch enkel geschikt voor de ontwikkeling van glanshavergrasland. Hydrologisch gezien kan na 20 of 30 cm afgraven, gecombineerd met lokale vernatting, blauwgrasland of dotterbloemgrasland bereikt worden. Echter, de grote fluctuatie tussen zomer- en wintergrondwaterstanden kunnen een probleem vormen voor deze doeltypes.



Figuur 72: Profielen van totaal fosfor in functie van de diepte onder het maaiveld. Van Oost naar West: de randzone (1), met matig hoge P-aanrijking; de centrale zone (2a-c) met uitzonderlijk hoge concentraties totaal P over het hele profiel (2a) of tot 70 cm diepte (2b en c)

Plots 6, 7 en 8

Plots 6, 7 en 8 bevinden zich in een voormalig weiland dat sinds 2005 in beheer is van VZW Durme. Het perceel wordt gedomineerd door gestreepte witbol (plot 6), fioringras (plot 7) of grote vossenstaart (plot 8). P25 is mogelijk na maaien of uitmijnen (plots 6 en 8) of is al bereikt (plot 7). Om het dominant grassenstadium te doorbreken kan in het geval gekozen wordt voor maaibeheer best een aantal jaren volgehouden vroeg maaibeheer worden toegepast (Schippers et al. 2012). P10 kan bereikt worden na 10 cm ontgronden in combinatie met maaibeheer of onmiddellijk na 20 cm ontgronden. Vooral in plots 7 en 8 bevindt zich een zone met moeraskalk vanaf 20 cm.

Hydrologisch is momenteel glanshavergrasland, kalkrijk kamgrasland of moerasspirearuigte mogelijk. Door het blootleggen van moeraskalk na 20 cm ontgronden (plot 7 en 8); lijkt kalkrijk kamgrasland extra kansrijk. Ook een drogere variant van blauwgrasland is mogelijk (plot 6 en 7). Echter, de hydrologische interpretatie is gebaseerd op geïnterpoleerde peilbuisgegevens van voornamelijk de westelijke kant van de Fondatiebeek en dient met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden.

Plot 9

Deze plot bevindt zich in een voormalig weiland, dat sinds 2010 in beheer is van VZW Durme en begraasd wordt. De vegetatie wordt ook hier gedomineerd door gestreepte witbol. P25 kan binnen de IHD-termijn enkel bereikt worden door uitmijnen. Een combinatie van 10 cm ontgronden en een beheer van maaien of uitmijnen is eveneens mogelijk. P10 kan bereikt worden door uit te mijnen na 10 cm ontgronden, of een maaibeheer na 20 cm ontgronden.

Hydrologisch gezien is het perceel momenteel geschikt voor de ontwikkeling van glanshavergrasland. Ontwikkeling van dotterbloemgrasland en blauwgrasland is hydrologisch niet mogelijk. Echter, de hydrologische interpretatie is gebaseerd op geïnterpoleerde peilbuisgegevens van voornamelijk de westelijke kant van de Fondatiebeek en dient met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden.

Plot 10

Deze plot bevindt zich in een perceel dat sinds 2010 uit landbouwpraktijk genomen werd en wordt sindsdien gemaaid/begraasd. P25 kan binnen de IHD-termijn bereikt worden via maaien of uitmijnen. P10 kan bereikt worden na 10 cm ontgronden gecombineerd met maaibeheer.

Hydrologisch is dit perceel voor geen enkel van de door ons besproken natuurdoeltypes geschikt (tenzij kalkrijk kamgrasland, maar nauwelijks kalk aanwezig), ook niet na ontgronden. Oorzaak hiervan zijn de grote fluctuaties tussen zomer- en wintergrondwaterstanden. Echter, de hydrologische interpretatie is gebaseerd op geïnterpoleerde peilbuisgegevens van voornamelijk de westelijke kant van de Fondatiebeek en dient met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden.

Plot 11

Deze plot ligt in een perceel dat sinds 2006 door VZW Durme in beheer is en gemaaid wordt. De vegetatie is een gras-kruident-mix (Schippers et al. 2012). P25 is zonder ontgronden niet te bereiken, maar kan wel bereikt worden na 10 cm ontgronden en uitmijnen, of 20 cm ontgronden en uitmijnen/ontgronden. P10 is enkel bereikbaar door een combinatie van 20 cm ontgronden en uitmijnen.

Hydrologisch is het perceel momenteel geschikt voor de ontwikkeling van glanshavergrasland (aan de natte kant), of moerasspirearuigte (aan de droge kant). Na 10 of 20 cm ontgronden in combinatie

met lokale vernatting is het perceel in de zomer hydrologisch geschikt voor dotterbloemgrasland en voor blauwgrasland. Belangrijk hierbij is dat het perceel in de winter niet langdurig onder water mag komen; gezien de stijghoogte boven het maaiveld is dit een risico.

Plot 12

Deze plot ligt in een perceel dat begraasd wordt sinds 1999 en voormalig weiland. De vegetatie is ruderaal met soorten als gestreepte witbol, grote brandnetel, ridderzuring, akkerdistel. P25 kan bereikt worden via uitmijnen (binnen IHD doelstelling) of na 10 cm afgraven gecombineerd met maaien of uitmijnen. Ook 20 cm ontgronden is een optie, waarna nog gedurende een korte periode moet gemaaid worden. P10 kan bereikt worden via maaibeheer na 20 cm ontgronden + maaibeheer, of onmiddellijk na 30 cm afgraven.

De hydrologie is momenteel geschikt voor glanshavergrasland. Enkel in het scenario van 30 cm ontgronden + lokale vernatting kan hydrologisch een droge variant van blauwgrasland bereikt worden. De sterke fluctuaties tussen zomer- en wintergrondwaterstanden zijn wellicht wel problematisch voor optimale ontwikkeling.

Plot 13

Deze plots ligt in een perceel dat sinds 1999 in beheer is door VZW Durme. Volgens de beheerders is het een voormalig weiland, maar volgens de BWK (versie 2) was dit perceel in 1999 een akker. Dit perceel heeft een kruidenrijk aspect met veel kruipende boterbloem. Zonder ontgronden kan P25 niet bereikt worden binnen de IHD-termijn. P25 kan bereikt worden na 10 cm ontgronden in combinatie met uitmijnen, of door 20 cm te ontgronden in combinatie met maaien of uitmijnen. P10 kan enkel bereikt worden na 20 cm ontgronden in combinatie met uitmijnen, of 30 cm ontgronden.

De situatie is hydrologisch momenteel geschikt voor glanshavergrasland. Ook 10 cm ontgronden blijft hydrologisch geschikt voor glanshavergrasland, 20 cm ontgronden wordt al wat aan de natte kant. Dotterbloemgrasland en Blauwgrasland kunnen bereikt worden via lokale vernatting gecombineerd met 10 of 20 cm ontgronden. Belangrijk hierbij is dat het perceel in de winter niet langdurig mag overstromen; gezien de stijghoogte boven het maaiveld is dit een risico.

Plots 14, 15 en 16

Deze plots bevinden zich in een perceel dat sinds 2003 in beheer is van VZW Durme en gemaaid wordt. Het perceel is een voormalige akker. Ter hoogte van plot 15 stond voormalig een schapenstal waardoor de nutriëntenconcentraties verhoogd zijn en de vegetatie lokaal een ruiger aspect heeft. Plots 14 en 16 zijn momenteel reeds vrij kruidenrijk, met o.a. poelruit en echte koekoeksbloem als interessantere soorten. Zonder afgraven is P25 reeds bereikt in plots 14. P10 kan binnen de IHD-termijn bereikt worden via maaien. Uitmijnen is niet nodig gezien de Olsen-P concentraties al lager liggen dan 25 mg kg^{-1} . In plot 16 kan P10 enkel bereikt worden na 20 cm ontgronden gecombineerd met maaibeheer. In plot 15 kan P25 bereikt worden na uitmijnen, of na 20 cm ontgronden en maaibeheer. P10 kan enkel bereikt worden na 20 cm ontgronden in combinatie met uitmijnen. Om onmiddellijk P10 te bereiken volstaat 30 cm ontgronden (plot 14 en 16), terwijl in plot 15 minstens 40 cm moet ontgrond worden. Vooral in plot 16 is wat moeraskalk aanwezig over het volledige bodemprofiel.

De hydrologische situatie is momenteel geschikt voor glanshavergrasland. Zonder ontgronden is deze evenwel te droog voor zowel dotterbloemgrasland als blauwgrasland. Vanaf respectievelijk 10 of 30 cm ontgronden worden plots 14 en 16, in combinatie met lokale vernatting, wel geschikt voor dotterbloemgrasland en blauwgrasland. Plot 15 lijkt wat opgehoogd, en heeft een ontgronding nodig

van minstens 40 cm om geschikt te worden voor ontwikkeling van blauwgrasland of dotterbloemgrasland. De nog relatief sterke fluctuaties tussen zomer- en wintergrondwaterstanden zijn wel gunstiger dan in andere plots.

Plots 17 en 18

Deze plots liggen in een populierenaanplant van minstens 16 jaar oud en worden niet beheerd. De vegetatie verschilt sterk tussen beide plots: plot 17 is een ruigte gedomineerd door grote brandnetel en bramen, plot 18 wordt gedomineerd door glanshaver en grote brandnetel. In plot 17 liggen de oxalaat-P concentraties al beneden de streefwaardes. De Olsen-P-waarden liggen toch nog te hoog, wellicht omwille van de continue aanvoer van biobeschikbaar P na mineralisatie van populierenstrooisel/brandnetels. Wellicht is in dit perceel enkel een doorgedreven maaibeheer van een aantal jaren noodzakelijk om P10 te bereiken. Plot 18 is zandiger, droger en minder venig dan plot 17. Zonder afgraven zijn zowel P10 als P25 haalbaar via maaibeheer.

De huidige hydrologische situatie is in beide plots geschikt voor glanshavergrasland. Het bos is te droog, ook na lokale vernatting, om dotterbloemgrasland of blauwgrasland te bereiken. Het bos blijft dus best behouden in functie van de boomarter.

Plot 19

Dit perceel is volgens de beheerders een voormalige akker in 2011 ingezaaid met raagrass. P25 kan bereikt worden via maaien of uitmijnen binnen de IHD-termijn. Om de P25 doelstelling meteen te bereiken moet 30 cm ontgrond worden. P10 kan bereikt worden na 10 cm ontgronden in combinatie met uitmijnen, of 20 cm ontgronden in combinatie met maaien of uitmijnen. P10 wordt meteen bereikt na 30 cm ontgronden. Lokale vernatting is in dit perceel niet aan de orde.

Hydrologisch is dit perceel momenteel geschikt voor de ontwikkeling van glanshavergrasland. Dit perceel te droog voor blauwgrasland of dotterbloemgrasland, ook na ontgronden.

Plot 20

Deze plot bevindt zich in een perceel dat sinds 1998 in beheer is van VZW Durme, voormalig permanent weiland is, en gemaaid wordt. De vegetatie wordt gecodomeerd door ruige zegge, kruipende boterbloem en fioringras. P25 kan bereikt worden na maaien en uitmijnen, P10 is niet bereikbaar binnen de IHD-termijn. Om de P25 quasi onmiddellijk te bereiken kan 10 cm ontgrond worden, gevolgd door een paar jaar maaibeheer. P10 kan bereikt worden na 20 cm ontgronden gevolgd door maaibeheer. Uitmijnen is op dit perceel niet aan de orde, omdat de Olsen-P concentraties al dicht bij 25 mg kg⁻¹ liggen.

Hydrologisch is dit perceel momenteel geschikt voor de ontwikkeling van glanshavergrasland. Voor blauwgrasland en dotterbloemgrasland is dit perceel te droog, ook na lokale vernatting of ontgronden van 10 of 20 cm.

Plot 21

Plot 21 bevindt zich in een perceel dat nog in landbouwgebruik is tot 2020 en volgens de beheerder nog bemest wordt. Het beheer wordt gemaaid. Momenteel is P25 reeds bereikt, om P10 te bereiken moet nog enkele jaren gemaaid worden. Afgraven is op dit perceel zeker niet aan de orde. De bovenste 10 cm van deze plot bevat zowel veel moeraskalk als Fe. Ook tussen 30 en 40 cm (onder de bouwvoor) is een laag van moeraskalk aanwezig. De bodem is venig. Het perceel heeft dus goede potenties omwille van de combinatie veen, moeraskalk en ijzer.

Hydrologisch is het perceel momenteel aan de natte kant voor glanshavergrasland maar geschikt voor ontwikkeling van moerasspirearuigte. Na lokale vernatting is een droge variant van dotterbloemgrasland of blauwgrasland realiseerbaar.

Dit perceel heeft dus hoge potenties tot snel herstel, maar stopzetting van bemesting is hiervoor wel cruciaal.

Plots 22 – 23 – 24

Deze plots bevinden zich in een perceel dat voormalig in akkergebruik was. De plots zijn vegetatiekundig al vrij goed ontwikkeld met enkele interessante soorten (echte koekoeksbloem, moerasspirea, moerasrolklaver, platte rus), maar ook nog een aantal ruderaal soorten die wijzen op het voormalige akkergebruik (ridderzuring, hondsdrif, akkerdistel). Momenteel is P25 reeds bereikt in het volledige perceel. Met een aantal jaren maaibeheer kan P10 bereikt worden. Lokaal zijn zones aanwezig (plot 22) die nu al de P10 doelstelling bereikt hebben. Mogelijks is door mineralisatie van het aanwezige veen de N-beschikbaarheid relatief hoog in dit perceel, wat de dominantie van grasachtigen kan verklaren ondanks de erg lage Olsen-P concentraties. Vernatting zal de mineralisatie van organisch materiaal vertragen.

Hydrologisch is dit perceel geschikt voor ontwikkeling van moerasspirearuigte, na lokale vernatting is het perceel ook geschikt voor een droge variant van blauwgrasland (eventueel kalkrijk kamgrasland). Volgens de gegevens is het perceel aan de natte kant voor glanshavergrasland, ook de aanwezigheid van veen is niet geschikt voor dit graslandtype. Volgens de beheerders zijn in dit perceel relictpopulaties aanwezig van blauwe zegge. Het perceel kan dus, afhankelijk van de hydrologische ingrepen, nog verschillende richtingen uit.

Plot 25

Plot 25 bevindt zich in een oude niet beheerde hoogstamboomgaard. De vegetatie wordt gedomineerd door grote brandnetel en glanshaver. De bodem heeft nog vrij hoge concentraties biobeschikbaar P (Olsen-P) in de bodem, terwijl de actieve P-pool (oxalaat-P) al zeer laag is. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door het ontbreken van maaibeheer, waarbij de continue aanwezigheid van afbrekend organisch materiaal zorgt voor de hogere biobeschikbare P-concentraties. Dit perceel kan waarschijnlijk de P25 doelstelling al bereiken na een korte periode van intensief maaibeheer, waarbij de biobeschikbare P-pool snel wordt uitgeput. De P10 doelstelling kan na een tiental jaar bereikt worden.

Hydrologisch is blauwgrasland en dotterbloemgrasland onbereikbaar, zelfs na lokale vernatting. De hydrologie is wel geschikt voor het herstel van glanshavergrasland. Het behoud van de hoogstamboomgaard lijkt ons aangewezen omwille van het landschappelijke aspect. De ondergroei kan eventueel ontwikkelen richting glanshavergrasland door het toepassen van een intensief maaibeheer gedurende een aantal jaren.

Plots 26 en 27

Deze plots bevinden zich in een perceel dat sinds 1998 in beheer is bij VZW Durme maar wegens achterstallig maaibeheer op dit moment sterk verruigd is (dominantie van rietgras, hoog struisgras, kleeftkruid, riet, ..). P25 is bereikt, de P10 doelstelling is net (niet) bereikt.

Hydrologisch is het perceel geschikt voor glanshavergrasland, mits lokale vernatting wordt ook de geschikte hydrologie voor moerasspirearuigte bereikt. Een sporadische maaibeurt (bv. gezoneerd om de drie jaar) in het najaar is eveneens noodzakelijk om moerasspirearuigte te herstellen.

Plots 28 en 29

Beide plots bevinden zich in een perceel dat sinds 2005 gemaaid wordt, maar zijn opgehoogd na de graafwerken aan de voormalige visvijver. De vegetatie is heel soortenrijk en heeft een sterk kruidenrijk aspect (met o.a. heelblaadjes, vijfvingerkruid, veelbloemige veldbies, gewone rolklaver, ...). In dit perceel is de P10 doelstelling reeds bereikt.

Hydrologisch is het perceel momenteel geschikt voor glanshavergrasland. Lokale vernatting zal geen soelaas bieden voor de ontwikkeling van blauwgrasland. Wellicht is een ontwikkeling van een droge vorm van heischraal grasland wel mogelijk.

Plot 30

Dit perceel betreft de landtong en werd bemonsterd halverwege van de helling naast de vijver. Omwille van de helling, werd geopteerd voor een langwerpige proefvlak van 1x4 m². De vegetatie is vrij open, met plekken met open bodem en veel wilgenopslag. Interessante soorten als blauwe zegge en zeegroene zegge komen voor, voornamelijk in de lager gelegen zone. Op basis van het bemonsterde profiel blijkt dat de oorspronkelijke P-arme bodem zich op 30 cm diepte bevindt. Dit betekent dat indien men dit profiel wil blootleggen de landtong zo'n 70 cm zal moeten worden afgegraven (het proefvlak ligt immers niet bovenaan op de landtong). De afgegraven zandbodem kan eventueel gebruikt worden voor het verondiepen van grachten, wat gunstiger zou zijn dan het opstuwen van waterlopen (Jansen et al. 2008).

Plot 31

Dit perceel betreft de oeverzone van de vijver, en bestaat vegetatiekundig uit een pioniersvegetatie met veel open grond waarin een aantal zeldzamere soorten voorkomen (vb. teer guichelheil). Deze zone zal altijd oevervegetatie blijven, gezien de grote fluctuaties in het grondwater in de winterperiode overstroming veroorzaakt.

Plots 32 & 33

Dit perceel is een voormalige akker die gemaaid wordt sinds 2002. Ondanks de vrij hoge biobeschikbare P concentraties is dit perceel al vrij goed ontwikkeld en komen al enkele interessante soorten voor (poelruit, echte koekoeksbloem), maar ook nog een aantal ruderaal soorten die wijzen op het voormalige akkergebruik (akkerdistel, hondsdraf, paardenbloem, ...). Voor de zone's 32 en 33 is P25 binnen de IHD-termijn onmiddellijk te bereiken na 20 cm ontgronden. Een alternatief is uitmijnen. Een combinatie van 10 cm ontgronden gevolgd door uitmijnen is eveneens een optie. P10 is niet te bereiken zonder ontgronden, enkel na 20 cm ontgronden gevolgd door een maaibeheer kan P10 gehaald worden.

Hydrologisch gezien is het perceel nu te nat voor glanshaver. Mits lokale vernatting is dotterbloemgrasland en blauwgrasland mogelijk.

Plot 34

Deze plot behoort ook tot hetzelfde perceel als plots 32 en 33, maar is niet-venig, bevat geen kalk en ijzerconcentraties en wordt vegetatiekundig gedomineerd door witbol. P25 is te bereiken door maaien of uitmijnen binnen de IHD-doelstelling. P25 kan ook onmiddellijk bereikt worden door 20 cm af te graven. P10 is te bereiken door combinatie van 10 cm afgraven en uitmijnen/maaien of 20 cm afgraven en een korte maaiperiode. Om witboldominantie te breken wordt aangeraden om een aantal jaren het maaibeheer voor half juni uit te voeren (Schippers et al. 2012). Misschien kan overwogen worden om deze zone van het perceel al vroeger (eventueel met bosmaaier) te maaien.

Hydrologisch gezien is ook dit stuk te nat voor glanshaver, maar (zeker na lokale vernatting) is de hydrologie geschikt voor dotterbloemgrasland en blauwgrasland.

2. Zone moervaart (eigendom Natuurpunt VZW)

Plots 35 - 38

Plots 35 tot 38 worden gemaaid met nabegrazing sinds 1995 (plots 35), 2004 (plot 38) of 2007 (plots 36 en 37). Plots 35 tot 38 waren allemaal voormalig weiland, maar plots 36 en 37 zijn tussendoor in akkergebruik geweest. De vegetatie wordt overal gedomineerd door fioringras. De plots zijn soortenarm, ook soorten als gestreepte witbol, kruipende boterbloem, geknikte vossenstaart komen voor. Voor plot 35 is P25 te bereiken na enkele jaren maaibeheer, dus is uitmijnen hier zeker geen optie. P10 is niet te bereiken binnen de IHD-doelstelling. Voor plot 36 is P25 niet haalbaar binnen de IHD-termijn. Voor plot 37 is P25 al bereikt, en kan P10 eveneens niet bereikt worden binnen de IHD-termijn. Voor plot 38 kan enkel P25 bereikt worden via uitmijnen.

Hydrologisch gezien zijn deze percelen momenteel wellicht geschikt voor zowel dotterbloemgrasland als moerasspirearuigte. Tenminste, indien er geen langdurige overstroming optreedt in de winter. De geïnterpoleerde grondwaterstanden tot boven het maaiveld zijn te interpreteren als de stijghoogte in een peilbuis. Als het water kan afvloeien, staat het perceel plas-dras, kan dit niet dan zal het onder water komen te staan. Voor herstel van dotterbloemgrasland zijn de sterke fluctuaties in het grondwater mogelijk een hindernis: de percelen zijn aan de droge kant in de zomer, en als het water in de winter niet kan afvloeien is langdurige overstroming mogelijk, wat gunstig is voor de ontwikkeling van zilverschoongrasland (huidige vegetatie). Bovendien staat het begrazingsbeheer de ontwikkeling van dotterbloemgrasland in de weg.

Plots 39 – 40 en 41

Plots 39, 40 en 41 worden tweemaal per jaar gemaaid sinds 1995 en lagen voordien ook al in maaibeheer. Plot 39 is een mooi ontwikkeld dotterbloemgraslandje, terwijl de omliggende plots grote zeggenvegetaties zijn. Plot 39 heeft de laagste biobeschikbare P-concentraties, en is iets hoger gelegen dan plots 40 en 41. Zo stonden op 2 december de plots 40 en 41 plasdras, terwijl 39 nog droog was. Deze variatie in lokale topografie blijkt echter niet uit de grondwaterstanden bekomen via interpolatie van de peilbuisgegevens. Indien overwogen wordt om dotterbloemgrasland te herstellen is dit enkel mogelijk in perceel 41 via een uitmijnbeheer, maar deze percelen zijn hiervoor helemaal niet geschikt (te nat). De huidige grote zeggenvegetaties zijn echter ook een regionaal belangrijk biotoop.

Hydrologisch gezien schipperen deze percelen tussen grote zeggenvegetaties (te droog in de zomer) en dotterbloemhooilanden (te nat in de winter). Deze percelen hebben er ook baat bij indien de fluctuaties tussen zomer- en wintergrondwaterstanden gereduceerd zouden kunnen worden.

Plot 42

Dit perceel is een ruigtevegetatie wegens het periodiek ruimen van de beek. P25 is niet haalbaar binnen de IHD-termijn.

Plot 43 – 45

Beide plots worden sinds 1995 tweemaal per jaar gemaaid en werden voordien eveneens gemaaid. Beide plots lijken goed op weg naar ontwikkeling van dotterbloemgrasland met soorten als echte

koekoeksbloem, egelboterbloem, veldzuring en holpijp. Beide plots zijn ook hydrologisch hiervoor geschikt. Het verderzetten van maaibeheer is essentieel.

Plot 44

Ook deze plots worden sinds 1995 tweemaal per jaar gemaaid en werden voordien eveneens gemaaid. Deze plots liggen in een perceel dat vrij soortenarm is en gedomineerd wordt door zodevormende grassen als fioringras en geknikte vossenstaart. Enkel P25 is haalbaar via een beheer van uitmijnen/maaibeheer. Het perceel is hydrologisch zeker geschikt voor ontwikkeling van dotterbloemgrasland.

3. Samenvattend besluit

Algemeen kunnen we besluiten dat er, na uitvoering van de overwogen herstelmaatregelen (ontgronden of verschrallingsbeheer enkel in combinatie met lokale vernatting), een beperkte potentie is voor de ontwikkeling van blauwgrasland (H6410) in het projectgebied. De zone Moervaart is ongeschikt wegens de kleiige valleigronden zonder moeraskalk, welke abiotisch gezien veel meer geschikt zijn voor dotterbloemgrasland dan voor blauwgrasland. Bovendien is de kwaliteit van het grondwater niet goed. In de zone Fondatie zijn er wel wat potenties, voornamelijk in de centrale zone (21-24, 32-34, 12-16) en ook plots 3 en 5. Bovendien is ook de grondwaterkwaliteit hier al matig goed (peilbuizen 2, 4, 9 en 11). De grootste bottleneck voor de ontwikkeling van blauwgrasland is het lage grondwaterpeil: het gebied wordt momenteel sterk drooggetrokken door pompgemalen (tot minimum 1 m onder het maaiveld voor de laagst gelegen gronden), wat de meeste percelen hydrologisch ongeschikt maakt gedurende zowel de zomer- als de winterperiode. Echter, de grote fluctuaties tussen zomer- en wintergrondwaterstanden kunnen ook in deze percelen een probleem vormen voor optimale ontwikkeling.

Voor ontwikkeling van het regionaal belangrijk biotoop dotterbloemgrasland bieden beide zone's heel wat potenties: percelen 5, 9, 11, 13-16 kunnen na ontgronden in combinatie met lokale vernatting abiotisch geschikt worden. Voor perceel 21 is enkel lokale vernatting noodzakelijk, de nutriëntencondities zijn reeds geschikt. Percelen 32-34 kunnen na lokale vernatting voorafgegaan door een verschrallingsbeheer eveneens geschikt worden voor de ontwikkeling van dotterbloemgrasland. Percelen 43 en 45 zijn momenteel abiotisch geschikt voor ontwikkeling van dotterbloemgrasland, het verderzetten van maaibeheer is wel essentieel. Perceel 44 vereist een langduriger verschrallingsbeheer, maar is ook hydrologisch wel geschikt.

De ontwikkeling van moerasspirearuigte (H6430) is qua hydrologie mogelijk op percelen 6-8, 11, 21, 22, 23, 24 en percelen 26-27 na lokale vernatting. Voor dit vegetatietype ontbreekt het echter aan referentiegegevens voor nutriëntengehaltes in de bodem.

In de zone moervaart bevinden zich nu twee percelen die behoren tot het regionaal belangrijke biotoop grote zeggenvegetaties (percelen 40 en 41).

Percelen 28 en 29 uit de zone Fondatie zijn wellicht geschikt om verder te ontwikkelen naar een droge variant van heischraal grasland (H6230).

Referenties

- Adler P.B., Seabloom E.W., Borer E.T., Hillebrand H., Hautier Y. et al. (2011). Productivity is a poor predictor of plant species richness. *Science* 333: 1750-1753.
- Agren G.I., Wetterstedt J.A.M. & Billberger M.F.K. (2012). Nutrient limitation on terrestrial plant growth – modeling the interaction between nitrogen and phosphorus. *New Phytologist* 194: 953-960.
- Allison M. & Ausden M. (2004). Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation. *Biological Conservation*, 120(2), 221–228.
- Anonymous (2012a). Opmaak van een model voor de technische kosten van inrichtings- en beheerwerken, Eindrapport BE0112000229 (p. 67). Berchem.
- Anonymous (2012b) Natuurinrichting Fondatie-Heernisse: Onderzoek naar de haalbaarheid, VLM & ANB
- Barrios E., (2007). Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol. Econ.* 64, 269–285.
- Beltman B., Willems J.H. & Güsewell S. (2007). Flood events overrule fertiliser effects on biomass production and species richness in riverine grasslands. *Journal of Vegetation Science* 18:625-634.
- Berendse F., Oomes M.J.M., Altena H.J. & Elberse W.T. (1992). Experiments on the restoration of species-rich meadows in The Netherlands. *Biological Conservation*, 62(1), 59–65.
- 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.
- Bobbink R., Weijters M., Vanderhaeghe F. & Carron T. (2009) Expertenadvies herstel blauwgraslandrelict en omgeving te Vrieselhof, Oelegem. B-Ware & Haskoning. Studie in opdracht van Agentschap voor Natuur en Bos, Buitendienst Antwerpen. Rapportnummer: 2009.08. 160pp.
- Boers P. & Uunk J. (1990). Methode voor het inschatten van de nalevering van fosfaat door de waterbodem na vermindering van de externe belasting. Lelystad, nota Rijkwaterstaat, Dienst Binnenwateren / RIZA nr. 90.032.
- Bruinenberg M.H., Geerts R.H.E.M., Struik P.C. & Valk H. (2006). Dairy cow performance on silage from semi-natural grassland. *NJAS*, 54(1), 95–110.
- Callebaut, J., De Bie, E., De Becker, P. & Huybrechts, W. (2007) NICHE-Vlaanderen, SVW, 1-7.
- 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? *Global Ecology and Biogeography* 22: 73-8.
- Chardon W.J. (2008). Uitmijnen of afgraven van voormalige landbouwgronden ten behoeve van natuurontwikkeling. Een studie in het kader van “Bodemdiensten.” Wageningen: Wageningen UR.
- Crawley M.J., Johnston A.E., Silvertown J., Dodd M., de Mazancourt C., Heard M. S., Henman D.F. & Edwards G.R. (2005). Determinants of species richness in the Park Grass Experiment. *The American naturalist*, 165(2), 179–92.
- Critchley C.N.R., Chambers B.J., Fowbert J.A., Sanderson R.A., Bhogal A. & Rose S.C. (2002). Association between lowland grassland plant communities and soil properties. *Biological Conservation*, 105(2), 199-215.
- De Graaf M.C.C., Bobbink R., Roelofs J.G.M. & Verbeek P.J.M. (1998). Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185-196.
- De Graaf M.C.C., Bobbink R., Smits N.A.C., Van Diggelen R. & Roelofs J.G.M. (2009). Biodiversity, vegetation gradients and key biogeochemical processes in the heathland landscape. *Biological Conservation* 142: 2191-2201.
- De Schrijver A., Vesterdal L., Hansen K., De Frenne P., Augusto L., Achat D. L., Staelens J., Baeten L., De Keersmaeker L., De Neve S. & Verheyen, K. (2012a). Four decades of post-agricultural forest development have caused major redistributions of soil phosphorus fractions. *Oecologia*, 169(1), 221–34.
- De Schrijver A., Wuyls K., Schelfhout S., Staelens J., Verstraeten J. & Verheyen K. (2012b). Focus op de biogeochemie, deel 1. Verzuring van terrestrische ecosystemen. Oorzaken, remedies en gevolgen voor biodiversiteit. *Natuur. Focus*, December, 137-143.
- De Schrijver A., Demey A., De Frenne P., Schelfhout S., Vergeynst J., De Smedt P. & Verheyen K. (2013a). Stikstof en biodiversiteit: een onverzoenbaar duo. *Natuur.focus* September: 92-102.

- De Schrijver A., Schelfhout S., Demey A., Raman M., Baeten L., De Groot S., Mertens J. & Verheyen K. (2013b). Focus op de biogeochemie: deel 5: Natuurherstel op landbouwgrond: fosfor als bottleneck. *Natuur.Focus*, December, pp. 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. 81pp.
- De Schrijver A., Schelfhout S. & Verheyen K. (2013d). Onderzoek naar de potenties voor herstel en ontwikkeling van glanshavergraslanden met grote pimpernel in de gebieden Pikhaken-Hollaken en Dorent. 101pp.
- Demey A., Ameloot E., De Schrijver A., Staelens J., Hermy M., Boeckx P. & Verheyen K. (2013). Focus op de biogeochemie - deel 3: Sleutelrol voor halfparasieten in de biogeochemie van soortenrijke graslanden. *Natuur.focus Juni*: 68-76.
- Denys L., Packet J., Scheldeman K., Braem G. & Neels T. (2012). *Potamogeton x angustifolius* opnieuw in Vlaanderen aanwezig. *Dumortiera* 101: 23-29.
- 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.
- Elser J.J., Bracken M.E.S., Cleland EE., Gruner D.S., Harpole W.S., Hillebrand H., Ngai J.T., Seabloom E.W., Shuring J.B. & Smith J.E. (2007). Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystem. *Ecology Letters* 10: 1135-1142.
- Evans D., Thomas T., Williams T., & Davies W. (1986). Effect of fertilizers on the yield and chemical composition of pure sown white clover and on soil nutrient status. *Grass and Forage Science* 41(4): 295-302.
- Fagan KC., Pywell RF., Bullock JM. & Marrs RH. (2008). Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1293-1303.
- Fujita Y., Venterink H.O., van Bodegom P. M., Douma JC., Heil G. W., Hölzel N., Jabłońska E., Kotowski W., Okruszko T., Pawlikowski P., de Ruiter PC. & Wassen M.J. (2014). Low investment in sexual reproduction threatens plants adapted to phosphorus limitation. *Nature* 505: 83-86.
- Fridley JD., Grime JP., Huston MA., Pierce S., Smart SM., Thompson K., Börger L., Brooker RW., Cerabolini BEL., Gross N., Liancourt P., Michalet R. & Le Bagousse-Pinguet Y. (2012). Comment on 'Productivity is a poor predictor of plant species richness. *Science* 335: 1441.
- Frouz J., 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. *Biodiversity and Conservation* 18(14): 3963-3978.
- Gielis R. (2012). Voortgangsrapport mestbank 2012 over de mestproblematiek in Vlaanderen. In., VLM, Vlaamse Land Maatschappij, pp. 168.
- Gilbert J.C., Gowing D.J.G. & Wallace H. (2009). Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: Assessment methods and community tolerances. *Biological Conservation* 142(5): 1074-1083.
- Gowing D.J.G., 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. Peterborough: Nature E. R446. 85 p.
- Grime JP. (1973). Control of species density in herbaceous vegetation. *Journal of Environmental Management* 1: 151-167. Grime JP. 2001. Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties. John Wiley & Sons, Chichester, UK. Hakala K., Keskitalo M., Eriksson C., & Pitkanen T. (2009). Nutrient uptake and biomass accumulation for eleven different field crops. *Agricultural and Food Science* 18(3-4): 366-387.
- Harpole WS., Ngai JT., Cleland EE., Seabloom EW., Borer ET., Bracken MES., Elser JJ., Gruner DS., Hillebrand H., Shurin JB. & Smith JE. (2011). Nutrient co-limitation of primary producer communities. *Ecology Letters* 14: 852-862
- Hautier Y., Niklaus P.A. & Hector A. (2009). Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science* 324: 636-638.
- Hennekens S.M., Schaminée J.H.J. & Stortelder A.H.F. (2001) SynBioSys, een biologisch kennisstelsel ten behoeve van natuurbeheer, natuurbeleid en natuurontwikkeling. Alterra, Wageningen.
- Herr C., De Becker P., & Hens M. (2011). Ecohydrologisch en bodemkundig onderzoek i.f.v. herstelmaatregelen aan Achelse Kluis (Rapporten., Vol. 32). Brussel.

- Herr C., De Bie E., Corluy J., De Becker P., Wouters J. & Hens M. (*in voorbereiding*) Analyse van de actuele milieudruk op de aanwezige habitattypen in de Vlaamse Habitatrichtlijngebieden. Grond- en oppervlaktewaterkwaliteit, atmosferische stikstofdepositie en grondwaterstanden. INBO.R.2012.3. Studieopdracht ANB/2011/GGB/006. 154pp.
- Houtmeyers S., Van Broeckhoven E., Vandenbroucke A.S. & Vergeynst J. (2013) Zoektocht naar referentiewaarden voor het herstel van soortenrijke natuur. Bachelorthesis, Universiteit Gent, 58p.
- Huybrechts W., De Becker P., De Bie E. & Callebaut J. (2009). Database Flanders Wetland Sites (Flawet 1.0). INBO (digitaal formaat).
- Jansen A., Sloot A., Soede S. & van Ham M. (2008). Herstel van blauwgraslanden op de Empese en Tondense Heide? *De Levende Natuur* 109: 197–204.
- 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): 57–61.
- Kemmers R.H., Jansen P.C. & van Delft S.P.J. (2001). Waterbeheer en indirecte eutrofiëring. Effecten op het Weidekervelgrasland (*Sanguisorba-Silaetum*) in de Hengstpolder nabij Sliedrecht. Wageningen: Alterra R.I.v.d.G.R. Alterra-rapport 413. 72 p.
- Kemmers R.H. & Koopmans G.F. (2009). Het effect van toepassing van onderwaterdrains op interne eutrofiëring en veenafbraak; literatuuronderzoek. Wageningen, Alterra, Alterra-Rapport 1980. 76 blz.
- Klooker J., Bakker J., & van Diggelen R. (1999). Natuurontwikkeling op minerale gronden. Ontgronden: nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten? Groningen: Rijksuniversiteit Groningen.
- Koerner W., Dupouye J.L., Dambrine E. & Benoit M. (1997). Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology* 85: 351-358
- Koerselman W. & Verhoeven J.T.A. (1995). Eutrophication of fen ecosystems: external and internal nutrient sources and restoration strategies. In *Restoration of Temperate Wetlands*. Eds B.D. Wheeler, S.C. Shaw, W.J. Fojt and R.A. Robertson. pp 91–112. Wiley, Chichester.
- Koopmans G.F., Chardon W.J., Ehlert P.A.I., Dolfin J., Suurs R.A. A., Oenema O., & van Riemsdijk W.H. (2004). Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *Journal of Environmental Quality* 33(3): 965–975
- Koopmans G.F., Oenema O. & Van Riemsdijk W.H. (2004). Characterization, desorption, and mining of phosphorus in noncalcareous sandy soils., Universiteit Wageningen, Doctoral thesis, 168.
- Lamers L., de Graaf M., Bobbink R. & Roelofs J. (1997). Verzuring en eutrofiëring van blauwgraslanden. *De Levende Natuur* 98: 246-252.
- Lamers L., Lucassen E., Smolders F. & Roelofs J. (2005). Fosfaat als adder onder het gras bij “nieuwe natte natuur”. *H₂O* 17: 28-30
- Lamers L., & Nijmegen, R.U. (2005). Fosfaat als adder onder het gras bij “nieuwe natte natuur”. *H₂O* 17: 28–30.
- Lamers L., Sarneel J., Geurts J., Pires M.D., Remke E., van Kleef H., Christianen M., Bakker L., Mulderij G., Schouwenaars J., Klinge M., Jaarsma N., van der Wielen S., Soons M., Verhoeven J., Ibelings B., van Donk E., Verberk W., Esselink H. & Roelofs J. (2010). Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren: Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2). 251 pp.
- 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. *Applied Vegetation Science* 12:362-375.
- Lucassen E., Smolders A., Gerats R., Brouwers E., van den Munckhof P. & Roelofs J. (2008). Het herstel van de valkenbergvennen vanuit voormalige landbouwgronden. *De Levende Natuur* 109: 163-168.
- Marrs, R. H. (1993). Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions. *Advances in Ecological Research* 24: 241–300.
- Mclauchlan K. (2006). The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients : A Review. *Ecosystems* 9: 1364-1382
- MIRA (2011). Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument (2010), Bodem, Overloop S., Tits M., Elsen A., Bries J., Govers G., Verstraeten G., Van Rompaey A., Poesen J., Notebaert B., Ruyschaert G., De Meyer A., Tirry D., Gulinck H., Van Orshoven J., Cardon M., D’Haene K., Oorts K., Maene S., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieurapport.be/AG

- Mulier A., Hofman G., Baecke E., Carlier L., De Brabander D., De Groot G., De Wilde R., Fiems L., Janssens G., Van Cleemput O., Van Herck A., Van Huylbroeck G. & Verbruggen I. (2003). A methodology for the calculation of farm level nitrogen and phosphorus balances in Flemish agriculture. *European Journal of Agronomy*, 20, 45-51.
- Oelmann Y., Broll G., Holz E., 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. *Biological Conservation* 142(12): 2941–2948.
- Oosterbaan A., de Jong J.I., & Kuiters A.T. (2008). Vernieuwingen in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden (1669th ed., Vol. Alterra, p. 57). Wageningen: Wageningen UR.
- Overloop S., Bossuyt M., Claeys D., Wustenberghs H., D'hooghe J., Elsen A. & Eppinger R. (2012). Milieu- en natuurrapport (MIRA) Vlaanderen, indicatorrapport 2012, achtergronddocument 2012 vermessing. Vlaamse Milieumaatschappij, pp. 162.
- Pan X., Liu F., Zhang M. (2012). Comment on 'Productivity is a poor predictor of plant species richness. *Science* 335: 1441
- Paulissen M.P.C.P., Nijboer R.C. & Verdonschot P.F.M. (2007). Grondwater in perspectief; een overzicht van hydrochemische watertypen in Nederland. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1447. 71 blz.
- Pavlu V., Schellberg J., & Hejzman M. (2011). Cutting frequency vs. N application: effect of a 20-year management in Lolio-Cynosuretum grassland. *Grass and Forage Science* 66: 501–515.
- Perring M. P., Edwards G., & de Mazancourt C. (2009). Removing Phosphorus from Ecosystems Through Nitrogen Fertilization and Cutting with Removal of Biomass. *Ecosystems* 12(7): 1130–1144.
- Roger-Estrade J., Anger C., Bertrand M., Richard G., (2010). Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. *Soil Tillage Res.* 111: 33–40.
- Sattari SZ., Bouwman AF., Giller KE., & Van Ittersum MK. (2012). Residual soil phosphorus as the missing piece in the global phosphorus crisis puzzle, 109 (16). doi:10.1073/pnas.1113675109.
- Schaffers A.P. (2002). Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation - Part II. Factors controlling species diversity. *Plant Ecology* 158(2): 247-268.
- Schaminée J.H.J., Stortelder A.H.F. & Weeda E.J. (1996) *De vegetatie van Nederland deel 3, graslanden, zomen, droge heiden*. Opulus Press, Uppsala-Leiden, 356 pp
- Schelfhout S., De Schrijver A., De Bolle S., Verheyen K., De Gelder L., Du Pré T., De Neve S., Haesaert G., Mertens J. (submitted). Phosphorus mining for ecological restoration: P uptake decreases when soil P concentration declines. *Ecological Engineering*.
- Schoumans OF. (2004). Inventarisatie van de fosfaatverzadiging van landbouwgronden in Nederland. Alterra Rapport 730.4, Alterra, 50 pp.
- Sharma N.C., Starnes D.L., & Sahi S.V. (2007). Phytoextraction of excess soil phosphorus. *Environmental Pollution* 146(1): 120–127.
- Sival F., Chardon W. & van Rooij M. (2007). Fosfaat en natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in de provincie Zeeland. (Alterra-rapport 1495): Wageningen UR.
- Smith KA., Chalmers AG., Chambers BJ., Christie P. (1998). Organic manure phosphorus accumulation, mobility and management. *Soil Use and Management* 14: 156-159
- Smits N.A.C., Willems J.H. & Bobbink R. (2008). Long-term after-effects of fertilisation on the restoration of calcareous grasslands. *Applied Vegetation Science* 11(2): 279–286. doi:10.3170/2008-7-18417.
- Smolders A., Lucassen E., Tomassen H., Lamers L. & Roelofs J. (2006). De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* April, 5-11.
- Smolders A., Lucassen E., Van Der Aalst M., Lamers L. & Roelofs J. (2008). Decreasing the Abundance of *Juncus effusus* on Former Agricultural Lands with Noncalcareous Sandy Soils: Possible Effects of Liming and Soil Removal. *Restoration Ecology* 16(2): 240–248.
- Stortelder A.H.F., Schaminée J.H.J. & Hommel P.W.F.M. (1999) *De vegetatie van Nederland. Deel 5. Plantengemeenschappen van ruigten, struwelen en bossen*. Opulus Press, Uppsala-Leiden, 376 pp.

- Teboh J.M., & Franzen D.W. (2011). Buckwheat (*Fagopyrum esculentum* Moench) Potential to Contribute Solubilized Soil Phosphorus to Subsequent Crops. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42(13): 1544–1550.
- Tilman D. (1997). Mechanisms of Plant Competition. In: Crawley M. (Ed). *Plant Ecology*, Second Edition, Blackwell Science, Oxford, England, pp. 239-261
- T'Jollyn F., Bosch H., Demolder H., De Saeger S., Leyssen A., Thomaes A., Wouters J., Paelinckx D., & Hoffmann M. (2009). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Natura 2000 habitatyten. Versie 2.0. Instituut voor natuur- en bosonderzoek, Brussel.
- Turner, B. L. (2008). Resource partitioning for soil phosphorus: a hypothesis. *Journal of Ecology* 96(4): 698–702.
- Van de Riet BP., Barendregt A., Brouns K., Hefting MM. & Verhoeven JTA. (2009). Nutrient limitation in species-rich *Calthion* grasslands in relation to opportunities for restoration in a peat meadow landscape. *Applied Vegetation Science* 1: 1-11.
- Vandenbussche V., T'Jollyn F., Zwaenepoel A., Vanhecke L. & Hoffmann M. (2002). Systematiek van natuurtypen voor Vlaanderen: 4. Moerassen.
- Vanderhaeghe F., Carron T. & Wijns K. (2010). Ecohydrologisch onderzoek voor het natuurinrichtingsproject Fondatie-Heirnis: Bijakte nr.1 bij LIN/AMINAL/AN/OVL/EO/2005/12 (Ecohydrologisch onderzoek in de depressie van de Moervaart en Zuidlede: verkenning van de potenties voor natuur). Haskoning Belgium: Mechelen. 51 pp.
- Van der Salm C., Chardon W., Koopmans G., van Middelkoop J.C., & Ehlert, P.A.I. (2009). Phytoextraction of Phosphorus-Enriched Grassland Soils. *Journal of Environmental Quality* 38: 751–761.
- van Duren I.C. & Pegtel D.M. (2000). Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows : evaluation of methods and results. *Plant and soil* 220: 35-47.
- Van Eekeren N., Iepema G., & Smeding F. (2007). Natuurherstel in grasland door klaver en kalibemesting. *De Levende Natuur* 108(1): 27–30.
- Van Landuyt W., Vanhecke, L. & Hoste, I. (2006). *Rode Lijst van de vaatplanten van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest*. In : Van Landuyt W. et al. Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels Gewest. INBO en Nationale Plantentuin van België, Brussel
- Van Mullekom M., Smolders F., Brouwer E., Roelofs J. (2009). Onderzoek naar de kansen voor natuurontwikkeling en –herstel in het Hierdense beekdal binnen Landgoed Staverden. Stichting Het Geldersch Landschap. Rapportn° 2008.44b.
- 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 Manage* 14(4): 313-327.
- 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. ISBN 978-94-01-40096-1. 302 p.
- Van Uytvanck J., Declerck K. & Adriaens P. (2009). Natuurontwikkeling door ontgroning in Vlaanderen: een kort overzicht. *De Levende Natuur* 110: 7-8.
- Venterink H.O., van der Vliet R.E., Wassen M.J. (2001). Nutrient limitation along a productivity gradient in wet meadows. *Plant and Soil* 234(2): 171-179.
- Verhagen R., Klooker J., Bakker J.P., & van Diggelen R. (2001). Restoration succes of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. *Applied Vegetation Science* 4: 75–82.
- Verhagen R., van Diggelen R., & Bakker J. (2004). Ontgronden van voormalige landbouwgronden: welk resultaat na tien jaar voor de vegetatie? *De Levende Natuur* 105(2): 44–50.
- Wassen MJ., Venterink HO., Lapshina ED. & Tanneberger F. (2005). Endangered plants persist under phosphoruslimitation. *Nature* 437: 547-550.
- Zwaenepoel A., T'Jollyn F., Vandenbussche V. & Hoffmann M. (2002). Systematiek van natuurtypen voor Vlaanderen: 6. Graslanden.
- Zwaenepoel A. (2002). Systematiek van natuurtypen voor Vlaanderen: 8. Ruigten en zomen.