

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Kennisnetwerk OBN

Evaluatie strategieën
**omgang met overmatige
voedingsstoffen**



Evaluatie strategieën omgang met overmatige voedingsstoffen



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

© 2017 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport OBN2017/214-NZ
Driebergen, 2017

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en Bij12 (gezamenlijke provincies)

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Oplage	Online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl . De handreiking die op basis van dit rapport is vervaardigd is ook te vinden op deze website en tevens in gedrukte vorm
Samenstelling	Drs. C.J.S. Aggenbach (KWR Watercycle Research Institute) Prof M.P. Berg (Vrije Universiteit Amsterdam, Department of Ecological Science, Section Animal Ecology) Prof. J. Frouz (Biology Centre ASCR, Czech Academy of Sciences) Dr. T. Hiemstra (Wageningen University, Environmental Sciences Group, Soil Chemistry and Chemical Soil Quality) Msc. L. Norda (Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer) Drs. J. Roymans (Stichting RAAP) Prof. R. van Diggelen (Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer)
Foto voorkant	Soortenrijk Blauwgrasland op zeer fosfaatarme bodem
Foto's rapport	Alle foto's in dit rapport zijn gemaakt door R. van Diggelen, tenzij anders vermeld
Productie	Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen Telefoon : 0343-745250 E-mail : info@vbne.nl

Woord vooraf

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, PAS, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

Voor natuurherstel en -ontwikkeling in Nederland is de omvorming van landbouwgrond naar natuur een grote en moeilijke opgave. Het gaat om vele hectaren in het Natuurnetwerk en landbouwpercelen binnen Natura-2000 gebieden. Grote fosfaatvoorraden, een zeer geringe aanwezigheid van doelsoorten in de zaadbank en het ontbreken van populaties plant- en diersoorten in de omgeving van projecten kunnen het herstelsucces sterk beperken. Het succes voor realisatie van natuurdoelen in de uitgevoerde projecten is daardoor zeer uiteenlopend en projecten met hoge inrichtingskosten voldoen lang niet altijd aan de verwachtingen.

In Nederland zijn de afgelopen twee decennia een aantal strategieën regelmatig toegepast, o.a. plaggen c.q. ontgronden van de nutriëntenrijke toplaag, uitmijnen van P en verschrallen door middel van maaien en afvoeren of begrazen. Zowel in Nederland als daarbuiten is onderzoek verricht naar de effectiviteit en de werking van de deze strategieën maar de resultaten daarvan en de gevolgtrekkingen daaruit lijken elkaar deels tegen te spreken. Daarmee worden beheerders geconfronteerd met tegenstrijdige adviezen. Zulke ogenschijnlijke tegenstrijdigheden hebben daarnaast geleid tot controverses in het debat over de omvorming van voedselrijke landbouwgronden. Deze gaan over het wel of niet ontgronden, de omgang met bodemfauna, de vraag of met andere strategieën voedselarme natuurtypen kunnen worden gerealiseerd en over hoe de beschikbaarheid van fosfaat het beste kan worden gemeten.

Beheerders en inrichters hebben behoefte aan helderheid over de aanpak van voedselrijke landbouwgronden. Het voorliggende onderzoek bestaat uit een evaluatie van beschikbare kennis en geeft een handreiking voor strategieën en maatregelen die kunnen worden toegepast bij omvorming van landbouwgronden naar natuur. De resultaten zijn in een helder beschreven en gebruiksvriendelijke handreiking samengevat: 'Handreiking voor de omvorming van landbouwgronden naar schrale natuur'. Deze is apart uitgegeven.

Mijn inziens zijn de auteurs geslaagd om helderheid te verschaffen in het debat over de wijze van omvorming van landbouwgebieden. Juist de unieke structuur van OBN, namelijk beheerders, beleidsmakers en onderzoekers die samenwerken binnen de Deskundigenteams, heeft dit mogelijk gemaakt. In gezamenlijkheid hebben zij dit onderzoek geïnitieerd, begeleid en bediscussieerd, waarmee voor alle partijen een gedragen resultaat is bereikt.

Ik wens u veel leesplezier.

Teo Wams

Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoudsopgave

Samenvatting	8
Summary	19
Inleiding	30
1.1 Achtergrond	30
1.2 Doelen	31
1.3 Reikwijdte van het onderzoek	31
1.4 Onderzoeksvragen	33
1.5 Onderdelen van het onderzoek	33
2 Review van bestaande kennis en het vergelijken van verschillende methoden	34
2.1 Beschrijving problematiek	34
2.2 Ranges van doelvegetatietypen voor nutriënten, organisch-stofgehalte en zuurgraad	35
2.2.1 Aanpak	35
2.2.2 Nutriëntenranges van natuurdoelen en grenswaarden voor nutriëntgehalten	39
2.2.3 Overzicht grenswaarden	44
2.3 Nutriëntenvoorraden en -beschikbaarheid in landbouwgronden in relatie tot de vereisten van natuurdoelen	46
2.3.1 Inleiding en vraagstelling	46
2.3.2 Aanpak	46
2.3.3 Resultaten	46
2.3.4 Conclusies	54
2.4 Beschikbaarheid en het meten van fosfaat in bodemecosystemen	55
2.4.1 Inleiding en vraagstelling	55
2.4.2 Aanpak	55
2.4.3 Achtergrond	55
2.4.4 Resultaten	57
2.4.5 Conclusies	59
2.5 Bodemvorming, decompositie en nutriëntendynamiek	61
2.5.1 Inleiding	61
2.5.2 Aanpak	61
2.5.3 Bodemvorming	61
2.5.4 Limiterende voedingsstoffen	62
2.5.5 Nutriëntenbeschikbaarheid onder natuurlijke omstandigheden	62
2.5.6 Veranderingen in nutriëntenbeschikbaarheid als gevolg van menselijk handelen	65
2.5.7 Conclusies	66
2.6 Soortendiversiteit en functionele diversiteit van bodemfauna en micro-organismen	68
2.6.1 Inleiding	68
2.6.2 Interactie van bodembiota met de plant	68
2.6.3 De relatie van functionele diversiteit van bodemfauna en micro-organismen met de nutriëntenstatus van de bodem	69
2.6.4 Bodembiodiversiteit in agrarische en natuurlijke bodems	71
2.6.5 De rol van bodembiota biodiversiteit in ecosysteemherstel op voormalige landbouwgrond	73
2.6.6 Conclusies	73

2.7	Basenchemie	75
2.7.1	Inleiding	75
2.7.2	Aanpak	75
2.7.3	Resultaten	75
2.7.4	Conclusies	79
2.8	Ecologie van zaadbanken	81
2.8.1	Inleiding	81
2.8.2	Aanpak	81
2.8.3	Resultaten	82
2.8.4	Conclusies	83
2.9	Evaluatie herstelstrategieën	85
2.9.1	Inleiding	85
2.9.2	Aanpak	85
2.9.3	Plaggen/ afgraven bouwvoor/ ontgronden	88
2.9.4	Uitmijnen van fosfaat met productieve gewassen	96
2.9.5	Verschralen door maaien+afvoeren en beweiden	101
2.9.6	Omkeren bodemprofiel door diepploegen	107
2.9.7	Toevoegen van ijzer om fosfaat vast te leggen	107
2.9.8	Immobilisatie door toevoegen koolwaterstoffen	108
2.9.9	Inbreng van bodemtoplaag	109
2.9.10	Inbreng doelplantensoorten	112
2.9.11	Toevoegen van andere stoffen	113
2.9.12	Vergelijking herstelstrategieën	114
3	Evalueren van projecten met omvorming van landbouw naar natuur	121
3.1	Inleiding en vraagstelling	121
3.2	Aanpak	121
3.3	Resultaten	129
3.3.1	Bodemchemie in relatie tot maatregel	129
3.3.2	Invloed voormalig landgebruik voor omvorming op bodemchemie	135
3.3.3	Invloed afgraafdiepte op bodemchemie	136
3.3.4	Vegetatie in relatie tot nutriëntengehalten	137
3.3.5	Vegetatie in relatie tot maatregelen	139
3.4	Conclusies	143
4	Omgang met cultuurhistorische en archeologische waarden	145
4.1	Inleiding	145
4.2	Cultuurhistorie: een ruim begrip	145
4.3	Het archeologisch archief	146
4.4	Een landschapsbenadering	147
4.5	De kwetsbaarheid van het bodemarchief	148
4.6	Archeologie en wetgeving	148
4.7	Historische geografie en ruimtelijke ordening	150
4.8	Wat zijn de negatieve effecten?	150
4.9	De betekenis van cultuurhistorie voor natuurontwikkelingsprojecten	152
4.10	Hoe schadelijke effecten tegen te gaan?: aanbevelingen	154
4.11	Conclusie	155

5	Synthese	156
5.1	Keuze herstelstrategie	156
5.2	Kennisleemten	165

6	Literatuur	169
----------	-------------------	------------

Bijlage 1: Ranges abiotische variabelen natuurdoelen (zie <http://www.natuurkennis.nl/publicaties/nat-zandlandschap>)

Bijlage 2: Fosfaatbeschikbaarheid in bodemecosystemen (zie <http://www.natuurkennis.nl/publicaties/nat-zandlandschap>)

Bijlage 3: Informatie gebied, maatregelen en beheer van de 40 geselecteerde projecten (zie <http://www.natuurkennis.nl/publicaties/nat-zandlandschap>)

Bijlage 4: Lijst van doelplantensoorten van schrale natuurdoelen (zie dit rapport)

Bijlage 5: Aangetroffen soorten in de onderzochte projectgebieden (zie <http://www.natuurkennis.nl/publicaties/nat-zandlandschap>)

Samenvatting

Achtergrond

Voor natuurherstel en -ontwikkeling in Nederland is de omvorming van landbouwgrond naar natuur een grote en moeilijke opgave. Deze omvorming van landbouwgronden is van belang voor behoud en herstel van natuurgebieden en de ontwikkeling van een samenhangend netwerk van natuurgebieden. Door een intensief landbouwverleden is de nutriëntenvoorraad en -beschikbaarheid groot, waardoor het herstel van natuurtypen die gebonden zijn aan een relatief lage nutriëntenbeschikbaarheid een zeer lastige opgave is. In Nederland zijn de afgelopen twee decennia een aantal strategieën regelmatig toegepast: plaggen c.q. ontgronden van de nutriëntenrijke toplaag, uitmijnen van P, verschralen door middel van maaien en afvoeren of begrazen, bevorderen van het vastleggen van P, en het laten zitten van de nutriëntenrijke toplaag en overschakelen op andere, meer productieve doelen. Zowel in Nederland als daarbuiten is onderzoek verricht naar de effectiviteit en de werking van de deze strategieën, maar de resultaten daarvan en de gevolgtrekkingen daaruit lijken elkaar deels tegen te spreken. Zulke ogenschijnlijke tegenstrijdigheden hebben daarnaast geleid tot controverses in het debat over de omvorming van voedselrijke landbouwgronden. Deze gaan over het wel of niet ontgronden, de omgang met bodemfauna, de vraag of met andere strategieën voedselarme natuurtypen kunnen worden gerealiseerd en over hoe de beschikbaarheid van fosfaat het beste kan worden gemeten.

Doel en reikwijdte van deze studie

Het project heeft de volgende doelen:

- Het samenvatten van bestaande kennis en het vergelijken van verschillende inrichtings- en beheermethoden in relatie tot schrale natuurdoeltypen.
- Inhoudelijk evalueren van projecten met omvorming van landbouw naar schrale natuur.
- Het opstellen van een handreiking/afwegingskader voor beheerders over te hanteren strategieën en uitvoering van vooronderzoek in de praktijk.
- Het beschrijven van de belangrijkste kennisleemten.

De resultaten worden in twee vormen met elk een eigen doelgroep aangeboden:

- Een achtergrondrapport (dit OBN-rapport): voor stafmedewerkers van terreinbeherende organisaties en/of inrichters die herstelplannen in detail uitwerken.
- Een beknopte handreiking (aparte publicatie) over te hanteren strategieën en uitvoering van vooronderzoek in de praktijk. Deze is bedoeld voor stafmedewerkers en projectleiders bij organisaties die zich met natuurinrichting bezighouden.

Het onderzoek omvat de Pleistocene zandgronden en Holocene duinzandgronden. Daarnaast worden ook sterk lemige en/of venige zandbodems meegenomen. Het onderzoek richt zich op natuurdoelen met een relatief nutriëntenarme bodem, een korte vegetatie en een droge tot natte standplaats (zie tabel 1).

Tabel 1. Natuurdoeltypen die het onderzoek zijn beschouwd

Natuurdoeltype (Verbond)	Associaties	Habitatype
Caricion nigrae	vnl. Carici curtae-Agrostietum caninae	H7140_A Overgangs- en trilvenen (trilvenen)

Caricion davallianae	Campylio-Caricetum dioicae, Junco baltici-Schoenetum nigricantis	H7230 Kalkmoerassen en H2190_B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)
Ericion tetralicis	vnl. Ericetum tetralicis	H4010_A Vochtige heiden (hogere zandgronden)
Calluno-Genistion pilosae	vnl Genisto-Callunetum pilosae	H2150 Duinheiden met struikhei, H2310 Stuifzandheiden met struikhei, H4030 Droge heiden
Empetrion nigrae	Carici arenariae-Empetretum en Salici repentis-Empetretum	H2140_B Duinheiden met kraaihei (droog)
Nardo-Galion saxatilis	vnl. rompgemeenschappen en Galio hercynici-Festucetum ovinae	H6230 Heischrale graslanden
Corynephorion canescentis	Spergulo-Corynephorum en Violo-Corynephorum	H2130_B Grijze duinen (kalkarm), H2330 Zandverstuivingen
Thero-Airion		H2130_B Grijze duinen (kalkarm), H2330 Zandverstuivingen
Plantagini-Festucion	Festuco-Thymetum serpylli en Festuca-Galietum veri	H2130_B Grijze duinen (kalkarm), H2330 Zandverstuivingen
Tortulo-Koelerion	Phleo-Tortuletum ruraliformis	H2130_A Grijze duinen (kalkrijk)
Polygalo-Koelerion	Taraxaco-Galietum veri	H2130_A Grijze duinen (kalkrijk)
Junco-Molinion	Cirsio dissecti-Molinietum	H6410 Blauwgraslanden, H7230 Kalkmoerassen
Cynosurion cristati	Lolio-Cynosuretum	geen

Hoofdvragen voor dit onderzoek betreffen:

1. Wat is onder welke omstandigheden de beste strategie om schrale natuurdoelen te realiseren op sterk bemeste voormalige landbouwgronden?
2. Wat zijn de belangrijkste kennisleemten op dit gebied?

Aanpak

Het onderzoek bestaat uit vier onderdelen:

- Onderdeel 1: overzicht van bestaande kennis en het vergelijken van verschillende methoden op basis van analyse van literatuur en databestanden (hoofdstuk 2)
- Onderdeel 2: inhoudelijk evalueren van uitgevoerde projecten met omvorming van landbouw naar natuur met behulp van veldonderzoek aan de bodemchemie en vegetatie (hoofdstuk 3)
- Onderdeel 3: opstellen van een handreiking en afwegingskader voor beheerders over te hanteren strategieën en uitvoering van vooronderzoek in de praktijk (aparte publicatie Handreiking te vinden op www.natuurkennis.nl)
- Onderdeel 4: synthese, kennisleemte en advies vervolgonderzoek (hoofdstuk 5)

Review van bestaande kennis en het vergelijken van verschillende methoden (hoofdstuk 2)

Ranges van doelvegetatietypen voor nutriënten, organisch-stofgehalte en zuurgraad

Per natuurdoeltype (Tabel 1) worden op basis van literatuurgegevens en beschikbare datasets ranges voor nutriënten op een rij gezet. Op basis van literatuur en inzichten uit de geanalyseerde data zijn ook streef- en maximum waarden bepaald voor nutriënt-variabelen per natuurdoel. Geanalyseerd zijn totaal-stikstof, mineraal-stikstof (NO₃ en NH₄), totaal fosfor, Olsen-fosfaat, water extraheerbaar fosfaat (Pw). Diverse studies hebben grenswaarden

voor nutriëntenrijkdom voor het voorkomen van nutriëntarme doelvegetaties afgeleid. Er wordt bij zulke grenswaarden onderscheid gemaakt in: 1) streefwaarden: bovengrens voor het optimaal voorkomen van het natuurdoel, c.q. een hoge soortenrijkdom; 2) maximale waarden: grenswaarden waarboven de soortenrijkdom van kenmerkende plantensoorten van het natuurdoel afneemt of kenmerkende plantensoorten zelfs geheel ontbreken; 3) toleranties: boven- en ondergrens waarbinnen een natuurdoel voorkomt. Op basis van ranges in de literatuur en geanalyseerde eigen datasets zijn aangepaste grenswaarden bepaald. Daarbij is onderscheid gemaakt in streefwaarde en maximumwaarde. In het hoofdrapport worden de ranges van natuurdoeltypen met elkaar vergeleken. Bijlage 1 geeft meer gedetailleerd de bevindingen uit de literatuur- en data-analyse weer. Wegens verschillen in nutriëntranges tussen natuurdoeltypen wordt aangeraden om niet met een generieke randvoorwaarden voor nutriëntengehalten voor natuurdoelen te werken, maar met afzonderlijke randvoorwaarden per natuurtype (Tabel 2 4).

Nutriëntenvoorraden en -beschikbaarheid in landbouwgronden in relatie tot de vereisten van natuurdoelen

Een sleutelprobleem bij het herstel van schrale natuurdoelen is dat veel voormalige landbouwgronden jarenlang intensief bemest zijn geweest en grote voorraden stikstof en fosfor bevatten. Daarom is gekeken hoe de actuele nutriëntenbeschikbaarheid, -voorraad en -profielen in landbouwgronden zich verhouden tot de randvoorwaarden van de doelen. Deze grenzen worden vergeleken met de vastgestelde grenswaarden voor schrale natuurdoelen. In het overgrote deel van actuele en voormalige landbouwgronden overschrijden totaal-fosfaat, Olsen-fosfaat, water extraheerbaar fosfaat (Pw) en ammoniumlactaat extraheerbaar fosfaat (P-al) de bovengrens van de streefwaarden voor schrale natuurdoelen. De diepteprofielen voor fosfaatvariabelen is sterk variabel. Fosfaat bindt sterk aan de bodem en alleen het stoppen van bemesting heeft weinig effect op de fosfaatvoorraad en slechts een gering effect op de beschikbaarheid. Een zeer hoge nitraatbeschikbaarheid treedt alleen op bij actuele bemesting. In gronden met actueel en voormalig agrarisch gebruik ligt de hoeveelheid mineraal stikstof hoger dan in die van schrale natuurdoeltypen.

Beschikbaarheid en het meten van fosfaat in bodemecosystemen

Voor natuurlijke vegetaties is P beschikbaarheid in relatie tot biodiversiteit van groot belang. De omvorming van landbouwgronden naar natuur vereist daarom inzicht in de biobeschikbaarheid van fosfaat. Er bestaan veel verschillende analysemethoden voor het meten van de actuele P-status en P-beschikbaarheid voor planten en gewassen. Elke methode heeft zijn eigen sterke en zwakke punten, maar er zijn grote verschillen in resultaten voor dezelfde bodem en die kunnen leiden tot tegengestelde conclusies. Op basis van literatuur en recente experimenten is uitgezocht met welke fosfaatextractiemethode de actuele fosfaatbeschikbaarheid voor de vegetatie en de beschikbare fosfaatvoorraad kan worden bepaald. Een uitgebreide onderbouwing is opgenomen in bijlage 2. De Pw methode is conceptueel een betrouwbare maat voor de biobeschikbaarheid. Voor toepassing ten behoeve van de evaluatie van geschiktheid van de bodem voor schrale natuurdoelen zijn de Pw en P-Olsen methode praktisch gezien allebei geschikt en hebben een duidelijk ecologisch referentiekader. Bij uitvoering van metingen voor fosfaatbeschikbaarheid volstaat daarom één van deze twee methode. De P-oxalaat extractiemethode is een goede maat voor de aanwezige voorraad van P in de bodem die beïnvloedbaar is met beheersmaatregelen. Uit praktische overwegingen kan men ook kiezen voor de P-totaal bepaling als maat voor de capaciteit met als voordeel dat hiervoor een duidelijk ecologisch referentiekader aanwezig is en bij een totaal P bepaling de kans op artefacten minder groot is. Bij het toepassen van de Pw methode is het van belang om rekening te houden met het gewenste meetbereik in de lage range.

Bodemvorming, decompositie en nutriëntendynamiek

Pleistocene zandgronden en Holocene duinzandgronden met korte vegetaties kenmerken zich door een relatief laag organische stofgehalte. De hoeveelheid, locatie en kwaliteit van organische stof in de bodem is bepalend voor de structuur van het bodemvoedselweb en is daarmee een sturende factor in de decompositie van plantenmateriaal en de mineralisatie en immobilisatie van opgeslagen nutriënten. Daarom is gekeken naar de functionele rol van de bodem in natuurgebieden en landbouwgronden in de nutriëntenbeschikbaarheid. Humusvorming heeft een grote en veelal dominerende invloed op biogeochemische processen en is daarmee van overheersend belang voor planten en bodemorganismen. In natuurlijke vegetaties zijn N en/of P vaak de macronutriënten die de productiviteit van vegetatie bepalen. De beschikbaarheid van N en P wordt vooral gereguleerd door decompositie en mineralisatie. In natuurlijke, nutriëntenarme ecosystemen wordt de beschikbaarheid van N en P vooral

gereguleerd door decompositie en mineralisatie, met een grote rol van N-fixatie en mycorrhiza's in de opname van P en deels ook N door de vegetatie. Een hoge N-depositie kan N-beperking opheffen en bodemontwikkeling beïnvloeden. In nutriëntenrijke systemen, zoals landbouwgronden, wordt de beschikbaarheid van P sterk bepaald door de aanwezigheid van een grote anorganische pool. De nutriëntenbeschikbaarheid van de bodem heeft via de vegetatie een terugkoppeling op de decompositiesnelheid van plantenmateriaal. Op arme bodems domineren plantensoorten die slecht afbreekbaar zijn en dit zorgt voor de vorming van een strooisellaag op het minerale profiel (mor-bodem) waarin N wordt geïmmobiliseerd. In zulke bodems wordt de bodemfauna door mesofauna overheerst en verzorgen van de micro-organismen vooral de schimmels voor afbraak. Op nutriëntenrijke bodems domineren planten die goed afbreekbaar zijn. Door afbraak door macrodetrivoren en bioturbatie door regenwormen ontstaat dan een organisch profiel in minerale bodem (mull-bodem) en overheersen in de microbiële gemeenschap de bacteriën. Door een geringere retentie van N is de beschikbaarheid van N voor de vegetatie groot. In landbouwsystemen zorgt door bemesting met organische mest en kunstmest voor een overmaat aan nutriënten in minerale vorm. Dit zorgt ook dat planten minder investeren in symbiotische relaties met o.a. mycorrhiza's en sterke uitspoeling van nutriënten. Grondbewerking zorgt ook voor menging van bodemhorizonten en bevordert de afbraak van organische stof. Strategieën voor omvorming van landbouw naar natuur zijn vrijwel altijd gericht op het verkleinen van de nutriëntenvoorraden. Daarnaast kan de beschikbaarheid worden verlaagd door een trage decompositie en immobilisatie van nutriënten door opbouw van een functionerend bodemvoedselweb.

Soortendiversiteit en functionele diversiteit van bodemfauna en micro-organismen

Op basis van literatuur is geanalyseerd welke interactie optreden tussen bodembiota en vegetatie in terrestrische bodems, hoe bodemfauna en microflora het functioneren van de bodem toplaag beïnvloedt en hoe dat doorwerkt op de vegetatie en hoe werkt secundaire successie op organisch-stofarme zandbodems door op de ontwikkeling op van bodemorganismen, bodem en vegetatie. Vegetatie werkt via twee routes door op het bodemleven. De directe route via de wortels en een indirecte route via strooisel. In de wortel-route investeren planten een groot deel van hun assimilatieproducten in symbiotische schimmels, en dan vooral in mycorrhiza's die de plant helpen om fosfor en stikstof op te nemen in nutriëntenarme situaties. De gemeenschappen van organismen in de rhizosfeer worden bepaald door de eigenschappen van de wortels en de stoffen die zij uitscheiden. Andersom geldt dat organismen die met wortels zijn geassocieerd, de groei van planten door bijvoorbeeld wortelvraat beïnvloeden. De strooisel-route is gerelateerd aan de toevoer van plantestrooisel naar de bodem en de effecten daarvan op de vorming van de bodemtoplaag. De strooisellaag is een habitat voor veel soorten bodemorganismen en buffert de bodem tegen meteorologische fluctuaties en vormt een belangrijke bron voor toevoer van koolstof en nutriënten naar de bodem en daarmee voor het bodemvoedselweb. De activiteit van bodemfauna (macrodetrivoren) is sterker wanneer beter afbreekbaar strooisel met een lage C:N ratio wordt toegevoerd en een laag gehalte van stoffen die de afbraak remmen, zoals secundaire plantestoffen. De dichtheid van macrodetrivoren is dan hoog en resulteert in een opname van een groot deel van het strooisel in de bodem en de vorming van een mull-type humus. Dit bevordert een lage schimmel:bacterie ratio in de minerale bodemlaag. Planten van nutriëntenarme bodems daarentegen investeren meer in het terugnemen van nutriënten en de bescherming tegen herbivorie door een hoger gehalte aan secundaire metabolieten. Dit resulteert in moeilijker afbreekbaar strooisel met een hogere C:N ratio, een lagere verteerbaarheid van het strooisel voor bodemfauna en accumulatie van strooisel op de minerale laag (mor-bodems). Dit bevordert een hoge schimmel:bacterie ratio, een groot aandeel van oribatide mijten en sommige Protozoa groepen in de strooisellaag. De interactie van wortels en symbiotische schimmels die de nutriëntenopname voor planten bevorderen wordt gedeeltelijk bepaald door de nutriëntentoestand van de bodem. Ectomycorrhiza (ECM) of ericoïde mycorrhiza-schimmels overheersen in nutriëntenarme situaties. Daarentegen zijn arbusculaire mycorrhiza schimmels (AMF) dominant in matig nutriëntenrijke bodems. Echter onder zeer nutriëntenrijke omstandigheden kunnen AMF ontbreken of zelfs parasitair zijn voor planten.

Agrarisch gebruik en bewerking van de bodem, waaronder ploegen, andere bewerkingen, drainage en bemesting verlaagt de abundantie, soortenrijkdom en verandert de samenstelling van bodembiota. De verandering in het relatieve aandeel van soortgroepen heeft grote gevolgen voor het functioneren van de bodem. Landbouw leidt vaak tot een sterke reductie van strooisel en daardoor een sterke reductie van de biota van de strooiselroute. De geringere

toevoer van strooisel naar de minerale bodem en ploegen verlaagt de ondergrondse biomassa als bron voor ondergrondse biota. In landbouwsystemen zorgt de grote toevoer van N, P en K voor een snelle circulatie van nutriënten en stimuleert bacteriën en organismen die bacteriën eten. Ploegen en een monocultuur van planten zorgt ook voor een gering voorkomen van mycorrhiza's en kan parasitair gedrag van AMF bevorderen.

Gemeenschappen van bodembiota zijn zeer gevoelig voor veranderingen in landgebruik en de hoeveelheid en de kwaliteit van de organische stof die de bodem bereikt. Successiestadia van bodembiota zijn vaak gecorreleerd met die van de vegetatie, maar succesvol herstel van plantendiversiteit gaat altijd samen met herstel van de ondergrondse biodiversiteit. Anderzijds kunnen bodembiota effect hebben op de ontwikkeling van plantengemeenschappen door de aan- of afwezigheid van de juiste AMF en van bodembiota (wortelherbivoren en parasieten) die overheersende plantensoorten van jonge successiestadia onderdrukken. Ook heeft het bodemleven indirecte invloed op de vegetatie door levering van nutriënten a.g.v. afbraak van organische stof en door verandering van de fysische en chemische bodemeigenschappen.

Basenchemie

De basentoestand in voormalige landbouwgronden is van belang voor zijn voor het ontwikkelen van natuurdoelen. De potenties voor natuurdoelen worden daarom mede bepaald door ontwikkeling van de basenhuishouding. Er is daarom gekeken hoe de basenhuishouding in landbouwgronden zich verhoudt tot de randvoorwaarden van natuurdoelen en hoe accumulatie van organische stof tijdens secundaire successie doorwerkt op de basenhuishouding. Natuurdoelen van zowel droge als nattere omstandigheden bestrijken een brede range van bodem-pH en organisch-stofgehalte. Landbouwgronden en voormalige landbouwgronden op kalkarme bodems bestrijken een zuurgraadrange van zuur tot neutraal (pH-H₂O 3.5-7.0). De hogere pH waarden hangen vaak samen met bekalking. De laagste pH waarden treden op in voormalige landbouwgronden op de hogere zandgronden. De pH van de meeste (voormalige) landbouwgronden op kalkarme bodem ligt in het intermediaire bereik. Bij de meest basenarme, veelal voormalige landbouwgronden ligt de pH binnen het bereik van heidedoeltypen. Op voormalige kalkrijke landbouwbodems ligt de pH in de range van basenminnende doeltypen. Bij de ontwikkeling op voormalige landbouwgronden is de combinatie zuurbuftercapaciteit, zuurbufterende processen (aanwezigheid van kalk, aanvoer van basen door kwel) en de snelheid van organisch-stofaccumulatie is sterk bepalend voor de ontwikkelingsmogelijkheden van natuurdoelen. In zandbodems is de hoeveelheid organische stof sterk bepalend voor de kation-adsorptie-capaciteit en daarmee voor de zuurgraadbuffering door kationuitwisseling. De accumulatie van organische stof en daarmee toename van de kationadsorptiecapaciteit met de tijd heeft grote invloed op de basenhuishouding van de bodemtoplaag. In geval van geen of geringe aanvoer van basische kationen treedt verzuring op. Wanneer de bodem kalk bevat of veel aanvoer heeft van basische kationen blijft de pH voor langere tijd hoog. Tijdelijke afbraak van organische stof kan de basenverzadiging en pH verhogen.

Ecologie van zaadbanken

De kieming van planten uit zaad is een belangrijke factor bij vegetatieherstel. In bodems van voormalige landbouwpercelen vormt de gebrekkige aanwezigheid van doelsoorten in de zaadbank in veel gevallen een probleem, dit in tegenstelling tot natuurlijke ecosystemen waar doelsoorten meestal wel beter vertegenwoordigd zijn. De meeste natuurdoelen hebben een hoog aandeel van soorten met een transiënte (kortlevende) zaadbank. Doelsoorten komen minder als langdurig kiemkrachtig zaad voor dan de meer algemene soorten. Dit beperkt het herstel mogelijkheden op voormalige landbouwgronden. Een aantal natuurdoelen van met name vroege successiestadia hebben wel een hoger aandeel aan soorten met langer levende zaden. In de zaadbank van landbouwgronden overheersen plantensoorten die geen doelsoort zijn en deels ook ongewenst. Hiermee is de kans op vergaand herstel van doelvegetatie vanuit de zaadbank op voormalige landbouwgronden gering.

Evaluatie herstelstrategieën

De meest belangrijke herstelstrategieën voor omvorming van landbouwgronden naar schrale natuur zijn op basis van literatuur en datasets geëvalueerd. Daarbij is gekeken naar wat de effectiviteit is voor vermindering van de nutriëntenvoorraad en -beschikbaarheid, wat de effectiviteit is voor realisatie van natuurdoelen na herinrichting of start van de maatregel, hoe het functioneren van de bodem (opbouw van humus, decompositie, mineralisatie en immobilisatie), soortdiversiteit en functionele diversiteit van bodemfauna en -micro-

organismen verschillen tussen landbouwgronden en voormalige landbouwgronden met uiteenlopende herstelstrategieën. De bevindingen zijn samengevat in tabel 2-10.

Met plaggen, afgraven bouwvoor en diep ontgronden het mogelijk is om op korte termijn schrale natuurdoelen effectief te realiseren. Deze techniek leidt snel tot zeer geschikte omstandigheden voor schrale natuurdoelen: 1) de voorraad en beschikbaarheid van fosfaat wordt direct sterk verlaagd 2) ook de stikstofbeschikbaarheid wordt geminimaliseerd door het verwijderen van organische stof 3) er wordt een kale bodem gecreëerd waarin doelplantensoorten gemakkelijk kunnen kiemen en niet om licht hoeven te concurreren met een gevestigde vegetatie. Het plaggen, afgraven van de bouwvoor en diep ontgronden is in veel uitgevoerde projecten niet effectief geweest voor een voldoende verlaging van de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid. Dit wordt toegeschreven aan onvoldoende verwijdering van de fosfaatverrijkte bodemlaag. Andere hoofdherstelstrategieën zoals uitmijnen met gewassen en verschralen met maai-be-heer, bieden op korte termijn (< 10-20 jaar) weinig perspectief op het realiseren van schrale natuurdoelen. Een belangrijke reden is dat afvoer van fosfaat en verlaging van de fosfaat-beschikbaarheid naar streefwaarden van schrale natuurdoelen in een deel van de gevallen (uitmijnen) en vaak (verschralen) lang duurt. Daarnaast vormt de gesloten vegetatie bij uitmijnen en bij beweiden een belemmering voor de kieming en vestiging van doelsoorten. Langdurige verschraling en beweiding leiden nauwelijks tot schrale natuurdoelen. Langdurige uitmijnprojecten zijn niet voorhanden en daarmee is de effectiviteit van deze strategie vooralsnog onzeker. Het toedienen van ijzer leidt tot een verlaging van de fosfaatbeschikbaarheid voor planten, maar niet de fosfaatvoorraad. Deze methode is in het veld slechts in één experiment onderzocht waarbij het ijzerslib met frezen in de bodemtoplaag werd gewerkt. Hierbij werd deels de P-beschikbaarheid verlaagd tot het bereik van schrale vegetatietypen. Het omkeren van het bodemprofiel kan in potentie ook leiden tot een lage P en N beschikbaarheid in de toplaag, maar is ook zo weinig uitgetest en alleen in kort lopende veldexperimenten, zodat nog geen conclusies kunnen worden getrokken of schrale doelen daarmee gerealiseerd kunnen worden. Bij het toevoegen snel opneembare koolwaterstoffen om de N-beschikbaarheid voor de vegetatie te verlagen zijn de effecten op de vegetatie en de effecten na stoppen van de additie te weinig coherent voor eenduidige conclusies. Langlopende experimenten en experimenten in de Nederlandse context ontbreken volledig.

De effectiviteit van maatregelen op het bodemleven kan alleen worden beoordeeld voor verwijdering van de bodemtoplaag, verschralen en de combinatie van afgraven of ontgronden en inbreng van bodembiota. Bij verschralen lijkt de ontwikkeling van het bodemleven richting dat van de beoogde natuurdoelen slechts langzaam op te treden. Alhoewel de abundantie en de biomassa van het bodemleven bij zulke technieken veel hoger is dan bij plaggen, afgraven of ontgronden, wijkt de soortensamenstelling sterk af van die van referentiesituaties en blijft lange tijd vrijwel identiek aan die in landbouwsituaties. Bij plaggen, afgraven of ontgronden wordt de biomassa en abundantie van bodembiota groepen sterk verlaagd en verloopt opbouw daarvan traag. Wel kan na deze ingreep de samenstelling van de bodemgemeenschap zich sneller in de richting van het doel ontwikkelen dan wanneer de bodemtoplaag niet wordt verwijderd. Het toevoegen van bodemmateriaal met als doel bodembiota in te brengen is vooral uitgetest in combinatie met afgraven en ontgronden met kortlopende experimenten waarbij het materiaal vlak na de bodemingreep werd ingebracht. Het inbrengen van complete plaggen en bodemkolommen of blokken zorgt voor herintroductie op de herstellocatie, maar nauwelijks tot kolonisatie van de bodem rond de ingebrachte bodemdelen. Het vlakdekkend uitstrooien van een dunne laag plagsel uit heiden en heischrale graslanden kan leiden tot een versnelde bodemsuccesie ten opzichte van alleen bodem verwijderen en versnelt ook het vegetatieherstel t.o.v. alleen de plaggen, afgraven of ontgronden. Hier speelt zowel de inbreng van diasporen van de doelplantensoorten als ook de inbreng van bodembiota een rol.

Evalueren van projecten met omvorming van landbouw naar natuur (hoofdstuk 3)

Vanaf de jaren '80/'90 zijn in Nederland op de hogere zandgronden en in duingebieden veel projecten uitgevoerd van omvorming van landbouwgronden naar natuur. Met een veldonderzoek zijn 40 projecten geselecteerd waarvan met veldonderzoek de effecten van afgraven, plaggen, maaien & afvoeren en begrazen op de bodemchemie en vegetatie te evalueren. Daarbij is gekeken in hoeverre de nutriëntentoestand van doelvegetatietypen en in welke mate de doelvegetatie zijn gerealiseerd. Tevens zijn pH en organisch-stofgehalte van de bodem bepaald. De selectie van de gebieden was gebaseerd op een brede inventarisatie van uitgevoerde projecten bij de terreinbeheerders in de pleistocene regio's en kustduinen. De

metingen bestonden uit bodemchemische analyse van de toplaag (0-10 cm), het in situ meten van netto N-mineralisatie, het voorkomen van vaatplantensoorten en vegetatiestructuur.

Afgraven en plaggen leidt tot lagere voorraden aan stikstof en fosfor in de bodemtoplaag. Daarbij zijn N en P voorraden bij afgraven het laagst en duidelijk lager dan die bij begrazing en verschrallen met maaien. De lagere N voorraad gaat daarbij samen met een relatief lage netto N mineralisatie. Bij beweiding en maaien is de variatie in N-mineralisatie groot en komen ook relatief lage waarde voor. Na afgraven en plaggen neemt de stikstofvoorraad langzaam toe door accumulatie van organische stof in de bodem. Een groot deel van de afgegraven locaties heeft een P-totaal, P-Olsen en Pw gehalte dat valt in de range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen. Een deel van de locaties valt echter boven de bovengrens van de meest schrale natuurtypen. De meeste locaties met maaien en begrazen liggen boven de betreffende range van het P-totaal en P-Olsen gehalte en zijn voor schrale natuurdoelen dus te fosfaatrijk. Opvallend is dat een deel van de gemaaide locaties een Pw gehalte heeft in de range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen. Verschrallen met maaibeheer leidt blijkbaar tot een afname van de snel desorbeerbare fosfaatfractie, dit in tegenstelling tot P-Olsen, waarmee ook een deel van de langzaam desorbeerbare fractie wordt geëxtraheerd. De soortenrijkdom van de vegetatie, het aantal Rode-lijstsoorten en soorten van schrale natuurdoelen vertoont een relatie met N- en P-voorraden, N-mineralisatie, P-Olsen en Pw. Het algemene patroon is dat de soortenrijkdom bij lage waarden sterk variabel is en deels hoog is, terwijl bij hoge waarden de soortenrijkdom altijd laag is. Een hoog aantal van schrale soorten en daarmee ook de aanwezigheid van schrale natuurdoelen is daarmee gebonden aan lage voorraden en een beschikbaarheid van N en P. Rode-lijstsoorten en doelsoorten van schrale vegetaties hebben een groter aandeel hebben in de projecten met afgraven en plaggen. Deze maatregelen zijn daarom op de beschouwde ontwikkeltermijn van ca. 5 tot 30 jaar het meest succesvol voor ontwikkeling van schrale doelvegetaties. Begrazing en verschrallen met maaien leidt nauwelijks tot vestiging van Rode lijstsoorten en tot een geringe vestiging van doelplantensoorten. Opvallend is dat in de tijdreeksen van afgegraven en geplagde locaties de ontwikkeling in het aantal Rode-lijstsoorten (afnemend bij een gesloten vegetatie) en de het aantal doelplantensoorten (meer bij open vegetatie) afhangt van de bedekking van de kruidlaag. Het effect van afgraven en plaggen is dat er een open pioniermilieu wordt geschapen voor de soorten van de schrale doelvegetatietypen en dat dit op een aanzienlijk deel van de locaties zorgt voor een lage nutriëntenstatus waardoor de vegetatie langdurig (tot 3 decennia) een open structuur blijft behouden. De variatie in zuurgraad van de bodemtoplaag hangt sterk samen met verschillen in kalkgehalte: kalkhoudende duinlocaties hebben daarbij een hoge pH, terwijl kalkarme locaties in de duinen en op de hogere zandgronden vlak na de omvorming een pH-H₂O van 5.0 tot 6.5. Bij afgraven en plaggen van locaties op de hogere zandgronden treedt na de ingreep lichte bodemverzuring op een tijdschaal van 20-30 jaar.

Synthese (hoofdstuk 5)

Afweging van hoofdstrategieën

In Figuur 1 is een stroomschema weergegeven voor het afwegen van hoofdstrategieën. Dit schema bevat hoofdstrategieën die in de praktijk veel worden gebruikt (plaggen, afgraven, ontgronden, uitmijnen, verschrallen, beweiden) en die praktisch gezien makkelijk kunnen worden uitgevoerd (toevoegen ijzer, nutriëntenrijke toplaag laten zitten in combinatie met beweiden of geen beheer). Andere hoofdstrategieën zijn niet opgenomen in het schema wegens het experimentele stadium waarin ze te verkeren.

Het afwegingstraject start met een voorlopige keuze van schrale natuurdoelen op basis van een landschapsecologische analyse waarin de inbedding van het projectgebied in de omgeving wordt geanalyseerd. Deze analyse levert een 'focus' op voor de potenties in het projectgebied. Vervolgens wordt geanalyseerd of plaggen, afgraven, ontgronden een optie zijn om die natuurdoelen te realiseren. Deze hoofdstrategieën worden het eerst afgewogen omdat ze voor het ontwikkelen van schrale natuurdoelentypen het meest perspectiefvol zijn en op een kortere termijn tot positieve resultaten kunnen leiden. Op basis van de een landschapsecologische analyse wordt ook ingeschat of afgraven/ ontgronden een hoge slaagkans hebben voor schrale natuurdoelen. Factoren die de slaagkans verhogen betreffen: fosfaatprofielen zijn niet extreem diep (< ca. 50 cm), ligging in een grote (toekomstige) natuureenheid, vergaand herstel van de waterhuishouding is mogelijk, herstel van basenrijke kwel is mogelijk, herstel van meer complete milieugradiënten is mogelijk, natuurdoelvegetatietypen en doelsoorten komen in de nabijheid voor, een geschikt

overgangsbeheer en op langere termijn regulier beheer kunnen worden gewaarborgd. Indien plaggen en afgraven geen optie zijn (ongunstige score genoemde factoren, inpassing in waterhuishouding, archeologie, cultuurhistorie) worden de andere hoofdstrategieën overwogen. Allereerst wordt voor uitmijnen getoetst of binnen afzienbare termijn de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid sterk kan worden verlaagd. Indien dat het geval is kan voor uitmijnen worden gekozen. Dit levert op den duur een vegetatie op met een lagere productiviteit, maar het onduidelijk of dit uiteindelijk leidt tot ontwikkeling van schrale natuurdoelen. Als uitmijnen niet in aanmerking komt, kunnen verschralen met maaien en afvoeren worden overwogen. Dit leidt op den duur tot een vegetatie met een lagere productiviteit, maar de kans op ontwikkeling naar schrale natuurdoelen is gering om dat verschralingsreeksen veelal stagneren in soortenarme graslandvegetaties. Uiteindelijk kan ook worden overwogen om de hoge nutriëntenrijkdom niet te verminderen en te kiezen voor natuurdoelen die bij deze toestand passen. In plaats van het handhaven van een korte vegetatie, zijn ontwikkeling van ruigte, struweel en bos dan ook een optie.

Additionele maatregelen

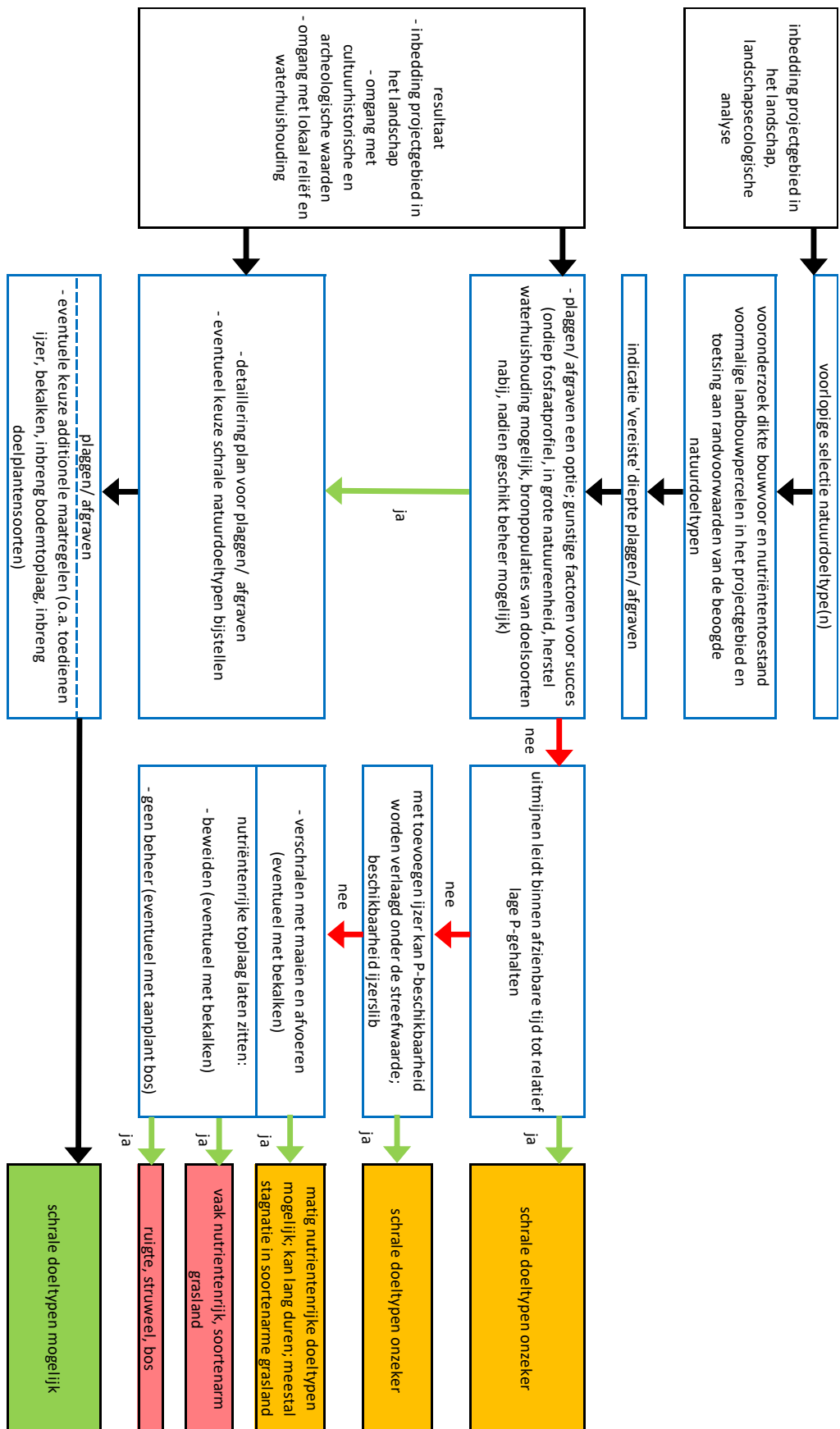
- Toevoegen kalk/ dolomiet (in combinatie met plaggen, afgraven bouwvoor, ontgronden, uitmijnen, verschralen beweiden) kan het gebruikt worden voor het verhogen basenrijkdom omdat een basenminnend doel wordt nagestreefd, het tegengaan van verzuring als gevolg van afvoer van basen met het maaisel (bij uitmijnen en verschralen), de productiviteit relatief hoog houden ten einde meer nutriënten te kunnen onttrekken (bij verschralen) en het voorkomen van Pitrus dominantie.
- Het effectief toevoegen van ijzer (in combinatie met plaggen, afgraven bouwvoor, ontgronden, uitmijnen, verschralen) vergt nader onderzoek.
- Inbreng bodemtoplaag van een donorsite met natuurdoel (in combinatie met plaggen of afgraven bouwvoor, ontgronden) draagt bij tot snellere vestiging van bodembiota en doelplantensoorten. In droge doelen kan de maatregel goed werken, voor natte doel minder sterk of is dat onduidelijk. In geval van natuurdoelen die zeldzaam zijn is een zorgvuldige afweging van de kans op slagen en de belasting van donorsites noodzakelijk.
- Inbreng doelplantensoorten met maaisel (in combinatie met plaggen, afgraven bouwvoor, ontgronden) versnelt de vestiging van doelplantensoorten en kan het beste gebeuren vlak na het plaggen of afgraven of in de periode erna waarin de vegetatie nog open is.

Kennisleemten

De volgende kennislacunes werden geconstateerd. Met een H wordt aangegeven dat oplossen van de kennislacune een hoge prioriteit heeft, met een L wordt een lagere prioriteit aangegeven.

- H: snelle meettechniek voor het meten van fosfaat in het veld;
- H: referentie waarde voor NH₄ en NO₃ gehalten in de bodem voor diverse schrale natuurdoeltypen bij een lage N-depositie;
- H: relatie van kwaliteit van de vegetatie met P-totaal en P-Olsen gehalten van de bodem voor natuurdoeltypen waarbij hoge gehalten voorkomen;
- H: referentiewaarden voor P-beschikbaarheid bij een aantal natuurdoeltypen van de duinen;
- L: de invloed van een lage P-voorraad en -beschikbaarheid voor schrale natuurdoelen.
- L: overleving van soorten uit de zaadbank in begraven oude bodems die weer gaan dagzomen door afgraven;
- H: de rol van mycorrhiza's in het functioneren van terrestrische ecosystemen en het voorkomen van schrale doelplantensoorten en successie daarvan na afgraven;
- H: de effecten van enten met bodembiota in andere natuurdoelen dan heischrale graslanden en heiden;
- H: de effecten van enten met bodembiota na plaggen of afgraven bouwvoor of ontgronden op een langere termijn (> 5-10 j);
- H: het enten van bodembiota in een later successiestadium na plaggen, afgraven bouwvoor of ontgronden;

Figuur 1. Beslisschema hoofdstrategie voor ontwikkeling van schrale natuurdoelen



- L: de invloed van verschillen in de samenstelling (soorten(groepen) en functioneel) van bodembiota van donorlocaties op de effecten die introductie van bodemleven op acceptorlocaties teweeg brengen;
- H: de omvang waarin bodemmateriaal (plagsel) beschikbaar is van donorlocaties van zeldzame natuurdoeltypen;
- H: welke factoren naast de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid van invloed zijn op hoe lang een vegetatie open blijft na plaggen en afgraven blijft;
- H: de tijdsduur die nodig is voor uitmijnen van fosfaat naar fosfaatgehalten in het bereik van streefwaarden van schrale natuurdoelen;
- H: de effectiviteit van uitmijnen in bodems met een diep fosfaatprofiel;
- H: de invloed van een grote N-voorraad en hoge N-beschikbaarheid in bodems met uitmijnen op ontwikkeling op de ontwikkeling van schrale doelen;
- L/H: experimenten met omkeren bodemprofiel;
- L/H: meer en langer lopende experimenten met toevoegen van ijzer om fosfaat vast te leggen;
- H: effectiviteit inbreng doelplantensoorten.
- H: effectiviteit van plaggen van bodems die vergaand zijn verschraald en uitgemijnd;
- H: effectiviteit van ijzeradditie op de fosfaatbeschikbaarheid en vegetatie in percelen die al een tijd zijn verschraald en uitgemijnd.
- H: effectiviteit van ijzeradditie als maatregel in ondiep afgegraven terreinen die onder de afgraafdiepte nog relatief hoge fosfaatgehalten hebben.

Summary

Background

The conversion of agricultural fields into nature is a demanding task for ecological restoration in the Netherlands. Such conversion is considered important to conserve and increase the surface of endangered habitats and to increase the connectivity between sites. Intensive agricultural use has led to a very high nutrient content in such fields, making restoration of low-productive vegetation a difficult task. Several strategies to reach this goal have been applied during the last two decades: sod cutting c.q. removal of the complete nutrient rich top soil, mining of P through addition of a surplus of N and K, nutrient removal through mowing without fertilisation and/or grazing, stimulating P-binding, and not removing the nutrients but instead focus on different, more productive targets. Research on the effectiveness of different techniques has been carried out both in the Netherlands and abroad but the results of the different studies seem to contradict each other. Such apparent controversies have also led to controversies in the debate on the conversion of nutrient-rich agricultural fields including debates on the question whether or not to remove the entire top soil, how to handle the soil fauna, the question whether other strategies also allow for the restoration of low-productive habitats and how to best measure phosphate availability.

Goal and content of the study

The project has several goals:

1. Summarising existing knowledge and comparing the effects of different restoration techniques for low-productive habitats.
2. Evaluation of practical projects on the conversion of agricultural fields into low-productive nature.
3. Elaborating a practical guidance for nature managers how to restore low-productive habitats including the required pilot research.
4. Describing the most important knowledge gaps.

The results are offered in two different forms, each for their own target audience:

1. A background report (this OBN report) for staff members of nature conservation organisations and/or restoration managers who have to work out restoration plans in detail.
2. A summary report (separate publication) about potential strategies and necessary pilot studies. This report is intended for project managers of organisations involved in restoration.

The study is carried out in Pleistocene cover sand areas and Holocene dune areas. It includes loamy and peaty sandy soils. The restoration target consists of low-productive vegetation on rather nutrient-poor soils, a short vegetation on dry to wet sites (see

Table 1. Target communities evaluated in this study

Community type (Alliance)	Associations	Habitat type
Caricion nigrae	vnl. Carici curtae-Agrostietum caninae	H7140_A Transition mires and quaking bogs
Caricion davallianae	Campylio-Caricetum dioicae, Junco baltici-Schoenetum nigricantis	H7230 Alkaline fens and H2190_B humid dune slacks (lime rich)

Ericion tetralicis	vnl. Ericetum tetralicis	H4010_A Northern Atlantic heaths (dry sandy areas)
Calluno-Genistion pilosae	vnl Genisto-Callunetum pilosae	H2150 Atlantic decalcified fixed dunes, H2310 Dry sand heath with Calluna, H4030 European dry heaths
Empetrium nigrae	Carici arenariae-Empetretum en Salici repentis-Empetretum	H2140_B decalcified fixed dunes with Empetrum nigrum (dry)
Nardo-Galion saxatilis	vnl. rompgemeenschappen en Galio hercynici-Festucetum ovinae	H6230 Species rich Nardus grasslands
Corynephorion canescentis	Spergulo-Corynephorum en Viola-Corynephorum	H2130_B Fixed coastal grey dunes (lime-poor), H2330 Inland dunes
Thero-Airion		H2130_B Fixed coastal grey dunes (lime-poor), H2330 Inland dunes
Plantagini-Festucion	Festuco-Thymetum serpylli en Festuca-Galietum veri	H2130_B Fixed coastal grey dunes (lime-poor) H2330 Inland dunes
Tortulo-Koelerion	Phleo-Tortuletum ruraliformis	H2130_A Fixed coastal grey dunes (lime-rich)
Polygalo-Koelerion	Taraxaco-Galietum veri	H2130_A Fixed coastal grey dunes (lime-rich)
Junco-Molinion	Cirsio dissecti-Molinietum	H6410 Molinia meadows, H7230 Alkaline fens
Cynosurion cristati	Lolio-Cynosuretum	none

Main questions for the present study are:

1. What is the best strategy under what conditions to restore low-productive nature targets in heavily fertilised former agricultural fields?
2. What are the most important knowledge gaps in this field?

Approach

The study consists of 4 parts:

- Part 1: Review of existing knowledge and comparison of different restoration techniques based on a literature analysis and databases (chapter 2);
- Part 2: Evaluation of existing conversion projects based on field research on soil chemistry and vegetation (chapter 3);
- Part 3: Practical guidance for nature managers how to restore low-productive habitats including the required pilot research (separate publication);
- Part 4: Synthesis, knowledge gaps and suggestions for further research (chapter 4).

Review of existing knowledge and comparison of different restoration techniques (Chapter 2)

Ranges of target vegetation types for nutrients, organic matter content and pH

For each vegetation target ranges for nutrient content are given based on literature data and existing databases. Based on these sources we also indicate optimal and maximal values for different nutrient variables: total Nitrogen N_{total} , mineral nitrogen (NO_3 and NH_4), total phosphorus P_{total} , Olsen-phosphorus and water extractable phosphorus P_w . Several studies have published values for the relation between the occurrence of target vegetation and nutrient availability. Such parameter can have the following form 1) *optimal values*: upper limit for the optimal occurrence of the nature target or a high species diversity; 2) *maximal values*: upper

limit for the occurrence of a certain nature target above which the value of the target decreases or characteristic species decrease or disappear; 3) *tolerances*: upper and lower limit for the occurrence of a nature target. Based on ranges published in different literature sources and own datasets we determined optimal and maximal values for the nature targets considered. The main results are presented in this report, more detailed analyses can be found in Appendix 1. Because of differences between the different targets we advise to work with values per nature target (Tabel 2-4) and not to use generic values.

Nutrient pool size and nutrient availability in agricultural fields in relation to the requirements of nature targets

An essential problem for the restoration of low-productive nature targets is that many former agricultural areas have been fertilised for decades and contain large pools of nitrogen and phosphorus. Therefore we made a comparison between the required values and the actual availability. In the large majority of actual and former agricultural fields P_{total} , Olsen-P, P_w and ammoniumlactate extractable phosphate P-Al highly exceed the maximal value of low-productive nature targets. Depth profiles for phosphorus show large variation between sites. Phosphorus binds strongly to soil and stopping of fertilisation alone has a minimal effect on the pool size and only a limited effect on the availability. A very high nitrogen availability occurs only immediately after the application of fertiliser. Fields with present or former agricultural use contain larger nitrogen pools than low-productive target vegetation.

Phosphorus availability and measuring P in soil

Phosphorus availability in relation to biodiversity is of utmost importance for natural ecosystems. The conversion of agricultural fields into nature therefore requires insight in the bio-availability of phosphate. Many different techniques exist for the analysis of the actual P-status and P-bio availability, each with its own weaknesses and strengths. Unfortunately there are large differences in the outcomes and this may lead to completely opposite conclusions, depending on which technique is used. Based on a literature review and recent experiments we evaluated which techniques are best suited to evaluate P-availability for the vegetation (see also Appendix 2). Conceptually the P_w approach is a very reliable technique. For the practical application of assessing P-availability when restoring low-productive habitats both P_w and P-Olsen are suitable and have clear ecological reference values. In practical applications measuring one of the two is therefore sufficient. The P-oxalate extraction is a good measure for the amount of P in the soil that can become available by management techniques. Practically speaking one could also opt for measuring P_{total} as measure of the capacity of the soil. Clear ecological references exist for this parameter and has the additional advantage that the probability of measuring artefacts is low. When using P_w it is important to be aware of limitations in the low end of the measuring range.

Soil development, decomposition and nutrient dynamics

Pleistocene sandy soils and holocene dune soils with short vegetation are characterised by a low organic matter content. The amount, location and quality of organic matter in the soil is determining the structure of the soil foodweb and therefore an essential factor in the decomposition of plant material and the mineralisation and immobilisation of nutrients in the soil.

The formation of humus has a large and dominating role in biogeochemical processes and is highly important for plants and soil organisms. In natural vegetation N and/or P are generally the macro nutrients that limit productivity of the vegetation and in low-productive ecosystems microbially mediated processes such as N-fixation and the uptake of P via mycorrhiza play an important role. A high N-deposition can suppress N-limitation and affect soil development whereas P-availability in nutrient rich systems such as (former) agricultural fields is no longer regulated by mycorrhiza but instead by P-pool size. Soil nutrient availability is via a feedback mechanism coupled to plant tissue composition. Plants with a poorly decomposable litter dominate on nutrient poor soils and this leads to the formation of an organic layer on top of the mineral soil (mor-soil) where N is immobilised. The soil fauna in such sites is dominated by mesofauna and the microbial community by fungi. In nutrient rich sites plants with easily degradable tissues dominate and organic matter breakdown is mainly carried out by macrodetritivores. Together with bioturbation by worms this leads to an organic profile within the mineral soil (mull-soil) and the microbial community is dominated by bacteria. Due to a low retention of N the N-availability for the vegetation is high.

Fertilisation in agricultural systems causes a surplus of mineral nutrients and leads to a lower investment of plants in symbiotic relationships with mycorrhiza and more leaching of nutrients. Soil turbation causes mixing of soil horizons and stimulates decomposition processes.

Strategies to convert agricultural fields to nature are generally targeted towards lowering nutrient pool size. Nutrient availability can be lowered by stimulation slow decomposition cycles and immobilisation of nutrients by redeveloping a functioning food web.

Species diversity and functional diversity of soil fauna and micro organisms

Vegetation affects soil communities in two different ways: directly via the roots and indirectly via plant litter. Plants may invest a significant part of their assimilation products in symbiotic fungi and especially mycorrhiza that help plants acquire phosphorus and nitrogen in nutrient poor situations. Soil communities in the rhizosphere are determined to a high degree by the characteristics of the roots and the products they excrete. Vice versa root-associated soil organisms can also affect plant growth through root consumption. The effects via litter are related to litter supply to the soil and its effects on the formation of soil layers. The litter layer is habitat for a large number of soil organisms, buffers the soil against meteorological effects and is an important source for carbon and nutrients for the soil food web. Soil fauna (macrodetritivores) activity is higher when more easily decomposable with a lower C:N ratio is available and a low content of compounds that hamper decomposition such as secondary metabolites. Macrodetritivore density is high under such conditions and most of the litter is decomposed. Such development results in a mull-type soil and a low fungi:bacteria ratio. Plants on nutrient poor sites on the other hand invest more in retrieving nutrients from senescing tissue and protection against herbivory through secondary metabolites. This results in litter with a higher C:N ratio which is more difficult to decompose for the soil community and the accumulation of litter on top of the mineral layer (mor-soils). The fungi:bacteria ratio is high, there are many oribatid mites and certain groups of Protozoa. The interaction of roots and symbiotic fungi is partly determined by the nutrient status of the soil. Ectomycorrhiza (ECM) or ericoid mycorrhiza dominate under nutrient-poor conditions whereas arbuscular mycorrhiza fungi (AMF) dominate in moderately nutrient-rich soils. Under very nutrient-rich conditions AMF can be absent or even parasitic for plants.

Soil cultivation such as ploughing, drainage and fertilisation lowers the abundance and species richness and changes the composition of the soil community. Such changes in the relative abundance of species groups has large effects on the functioning of the soil system. Agriculture often leads to a large reduction in litter production and therefore a large decline in the litter pathway. The low supply of litter and the large addition of N, P and K lead to a fast nutrient circulation and a shift to a system dominated by bacteria and organisms that feed on bacteria. Ploughing and a monoculture of crops also suppress mycorrhiza and can stimulate parasitic behaviour of AMF.

Soil communities are very sensitive to changes in land use and the amount and composition of organic matter supply to the soil. Succession stages of soil biota are often (but not always) correlated to those of the vegetation but a successful restoration of plant biodiversity is always correlated to restoration of belowground biodiversity. Soil biota on the other hand can also effect the development of plant communities through presence or absence of the correct AMF type and of soil biota (root herbivores and parasites) that suppress dominant plant species of young successional stages. The soil community also affects the vegetation through the supply of nutrients resulting from decomposition of organic matter and by changing physical and chemical soil properties.

Soil base status

The soil base status in former agricultural fields is relevant for the development of nature targets. Therefore we investigated the soil base status in agricultural fields in relation to the values required by target vegetation and the development of soil pH in relation to the accumulation of organic matter. Nature targets of both dry and wet conditions comprise a broad range of soil-pH and organic matter content. Agricultural soils cover a pH range between acid and neutral (pH-H₂O between 3.5 and 7.0). Acid values are normally found in former agricultural field in dry sandy landscapes, high values normally in soils where chalk has been added. Soils with a low pH are suitable for acid targets like heathland, those with a high pH are suitable for basophilous vegetation. In former agricultural fields the factors soil buffer capacity, acid buffering processes (e.g. supply of buffer capacity via upwelling groundwater) and rate of organic matter accumulation (supply of Cation Exchange Capacity CEC) determine the direction of development. The accumulation of organic matter and associated CEC over time determines soil base dynamics: a low supply of bases in relation to the increase of CEC leads to acidification, a high supply or a slow increase of CEC to the opposite. Initial

decomposition of organic matters leads to a decrease of CEC and may temporarily lead to an increase in soil base saturation and pH.

Seedbank ecology

Seed germination is an important factor for vegetation recovery. The density of viable seeds of target species is –unfortunately– extremely low in former agricultural fields: many species are absent. Most nature target communities contain many species with a transient (short living) seedbank. In particular threatened red list and other target species often belong to this category. Some nature targets, especially those of earlier successional stages, contain more species with a persistent seedbank. In general, however, seedbanks of agricultural fields contain mainly non-target species and partly even unwanted ruderal species. This makes the probability of restoration of the target vegetation from soil seedbanks in former agricultural fields very low.

Evaluation alternative restoration strategies

We evaluated the most important strategies to convert agricultural fields into nature on the basis of published literature and datasets. We looked at the effectiveness of the strategy for reducing nutrient pool size and availability, at differences between actual and former agricultural fields in soil functioning (humus accumulation, decomposition, mineralisation and immobilisation), species diversity and functional diversity of soil fauna and micro-organisms under different restoration strategies. The results are summarized in Tabel 2-10.

Sod cutting, top soil removal and deep removal all enable the effective lowering of nutrient availability. These techniques result in a fast development of optimal conditions for low-productive nature targets: 1) the pool size and the availability of phosphorus is lowered instantaneously; 2) also nitrogen availability is minimised through the removal of organic matter; 3) the open soil can be colonised easily by germinating target plant species that do not have to compete for light with existing vegetation. Sod cutting, top soil removal and deep removal has not been very effective in many existing projects because removal depths were often too shallow.

Other restoration techniques such as mining with crops and impoverishment with a mowing regime hardly lead to good conditions for low-productive vegetation in a short term (10-20 years). An important reason is that phosphorus removal to optimal levels takes a long time in several (mining) and most (mowing) cases. The closed vegetation under mining or grazing managements additionally hampers the establishment of target species. Long-term grazing or mowing therefore hardly lead to the desired development towards low-productive vegetation. Long-term mining projects do not exist and the effectiveness of this strategy therefore remains unknown. The addition of iron leads to a lowering of P-availability for plants but not to a lowering of the pool size. This method has been investigated in only one field study where iron slurry was worked into the soil. The results showed that in some of the plots P-availability was lowered to values typical for low-productive vegetation. Inversion of the soil profile can potentially also lead to low P- and N-availability but this method has been tested so little that definitive results are not yet available. Addition of easily decomposable carbon sources to increase C:N ratios and lower N-availability for the vegetation leads to unclear and incoherent results. Long-term experiments under Dutch conditions are absent.

Experimental evidence of the effectiveness of restoration techniques on the soil community is only available for top soil removal, impoverishment by mowing or the combination of top soil removal and addition of soil biota. Under an impoverishment regime the development of the soil community in the direction of low-productive communities is slow. Despite the fact that abundance and biomass of the soil organisms is much larger than after top soil removal does species composition differ largely from the one in reference situations and remains almost identical to agricultural fields for a long time. Soil organism abundance is drastically lowered after top soil removal and developments are slowly but developments towards the target communities are faster than when the top soil remains. The addition of top soil material of target communities to accelerate developments after top soil removal has been tested exclusively in short-term experiments. The addition of complete sods leads to a fast reintroduction there but hardly to colonisation of the soil around the sods. The introduction of a shallow layer of soil material from heathlands or *Nardus* grasslands can lead to a faster soil succession and leads also to a faster vegetation succession than sod cutting only. This is believed to be caused by the simultaneous and ample addition of both soil organisms and propagules of target plant species.

Evaluation of actual conversion projects (Chapter 3)

Since the end of the 1980's many projects to convert agricultural fields in dry sandy areas into low-productive nature have been carried out in the Netherlands. We conducted a field survey in 40 of these areas to evaluate the effects of top soil removal, sod cutting, impoverishment through mowing and grazing on soil chemistry and vegetation. We measured to what degree the nutrient status of such areas had reached optimal values for the low-productive target communities. Also pH and soil organic content were measured. The areas were selected from a large number of projects that were carried out by nature managers in the pleistocene sandy areas and the coastal dunes. We measured soil chemical parameters in the top layer (0-10 cm), net N-mineralisation during 3 months with PRS sticks and the composition and structure of the vegetation.

Sod-cutting and top soil removal result in lower soil nutrient pools and nutrient availability in the top layer. N and P pool sizes are clearly lowest with top soil removal and significantly lower than after an impoverishment management through mowing or grazing, although there is a lot of variation. Low values for N-mineralisation can occur as well under the latter management types but generally this is not the case. Lower N pool sizes always go hand in hand with lower N mineralisation.

After sod cutting and top soil removal N-pool sizes slowly increase due to accumulation of organic matter in the soil. This is not the case for P. Most of the sod-cutted or top soil removal sites have a low P_{total} , P-Olsen and P_w content within the range of the target communities. Some sites, however, show much higher values and this is generally the case for sites with a mowing or grazing management, except for P_w which is low in several mown sites. A mowing management obviously lowers the amount of readily available phosphorus. This is contrary to P-Olsen which measures also part of the less available phosphorus.

Plant biodiversity, number of Red List species and the number of target species of low-productive communities all show a clear relationship with N- and P-pool sizes, N-mineralisation, P-Olsen and P_w . Generally biodiversity is rather variable at low values and always low at high values. This implies that the occurrence of target and Red List species is bound to low nutrient pool sizes and availability and these species indeed do occur much more frequently in projects with sod cutting and top soil removal. The latter conversion measures can be therefore considered as most successful for the period of ca. 5-30 years after application. This does depend however on the vegetation cover: the more open the vegetation remains the more Red List and other target species can establish and persist in a given site. Grazing and mowing hardly lead to establishment of Red List species.

The variation in pH in the sites is highly related to variation in chalk content: calcareous sites in the dunes have a high pH. Non-calcareous sites in the dunes and in other sandy areas have a pH_{H_2O} of 5.0-6.5 shortly after conversion but show signs of acidification after 20-30 years.

Synthesis (Chapter 5)

Main conversion strategies

Figure 1 shows a flow chart that can be used to evaluate which main strategy to choose. The flow chart contains strategies that are used often in practice (sod cutting, top soil removal, deep removal, mining, mowing, grazing) together with alternative strategies that are easily applicable (addition of iron, grazing or no management without removal of a nutrient-rich topsoil). Major strategies that are still experimental are not included.

The evaluation process starts with a landscape-ecological analysis of the project area in the surrounding landscape to limit the list with potential nature targets. A next step consists of analysing whether sod cutting, top soil removal or deep removal are an option to realise nature targets in the actual case. The reason to start evaluating these strategies is that they are most promising for realising low-productive nature targets and may lead to clear results on a short term. Such landscape ecological analysis also enables an assessment whether sod cutting/top soil removal show good perspectives for realisation. Factors that enhance realisation significantly include: phosphorus profiles in the soil are not very deep (i.e., < c. 50 cm), positioned within a (future) large nature reserve, significant restoration of water regime is possible, restoration of the supply of base-rich groundwater is possible, restoration of a complete environmental gradient is possible, target vegetation and species occur in the vicinity, suitable conversion management and long-term management are feasible. When sod-cutting or top soil removal are not an option (factors mentioned above are unfeasible, problems with regional hydrology, archaeology, cultural history) other main strategies should

be considered. We advise to start with an evaluation whether it is possible to lower nutrient availability significantly with a mining management. If this is the case this option should be seriously considered because it will lead to vegetation with a lower productivity. Unclear is whether it is possible on a longer term to reach really low-productive targets with this technique. If mining is not feasible, impoverishment through a mowing regime without fertiliser application or a grazing regime can be considered. In the long run this does lead to a vegetation with a lower productivity but the probability towards real low-productive vegetation is low and most development series stagnate and develop no further than a species-poor vegetation consisting mainly of common grasses. A final –and least preferred- option is to not lower the high nutrient availability and to choose nature targets that are adopted to such high nutrient availability. Instead of keeping the vegetation low and open a preferred alternative might consist of the development of tall herb vegetation, shrubs or woodland.

Additional conversion strategies

Additional conversion strategies might contain the next elements:

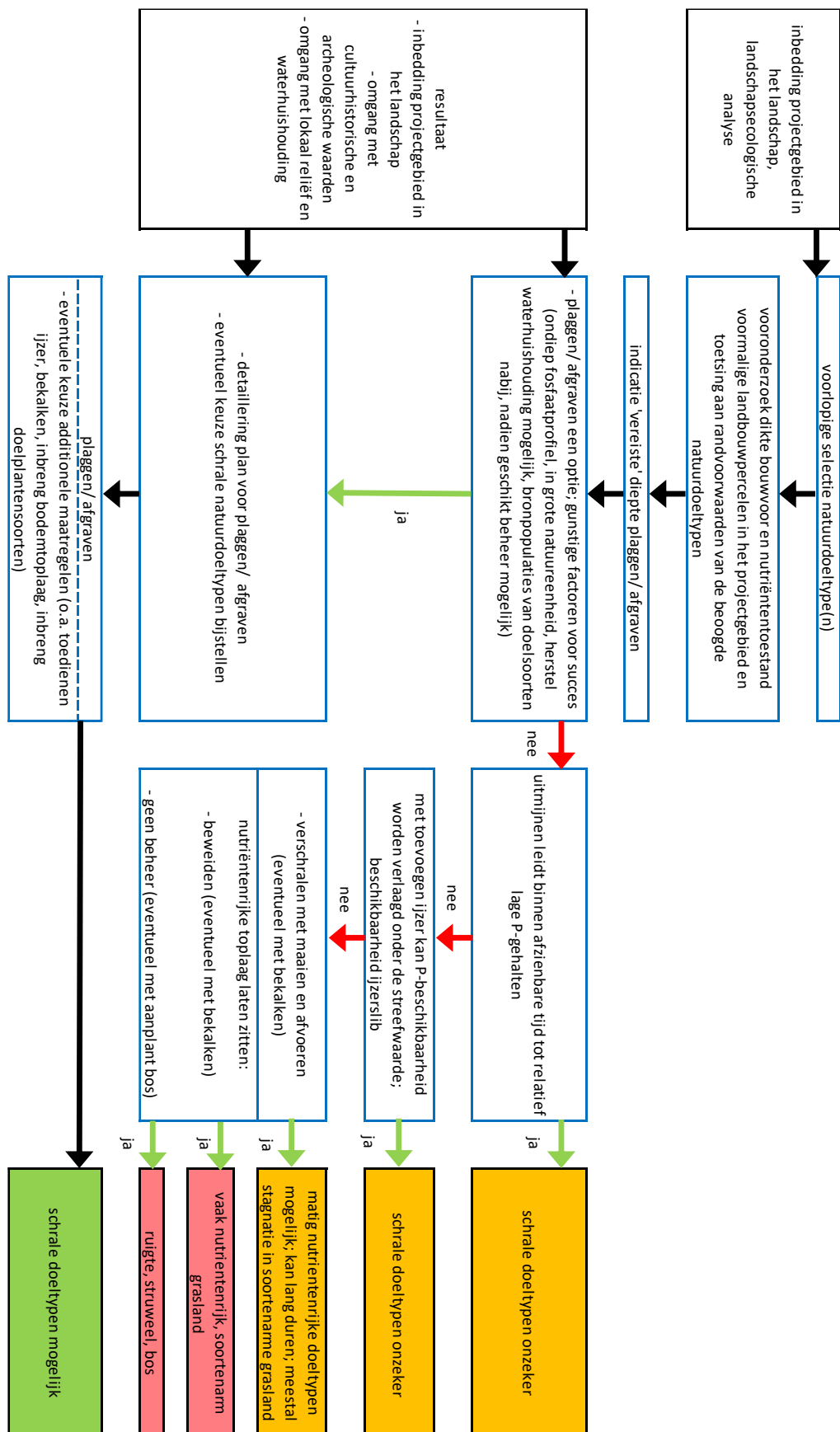
- Addition of chalk/dolomite (in combination with sod-cutting, topsoil removal, deep removal, mining, mowing, grazing) can be used to increase soil base status when the target is a calcareous vegetation type, counteracting (further) acidification due to the removal of mowing material (which contains a certain amount of bases), keep the productivity relatively high to remove more nutrients under a mowing or mining regime of suppress dominance of *Juncus effusus*.
- Addition of iron ore (in combination with sod-cutting, topsoil removal, deep removal, mining, mowing) requires further research.
- Addition of the top soil of a donor nature site (in combination with sod-cutting, topsoil removal, deep removal) adds to a fast establishment of soil biota and target plant species. In dry sites this techniques appears to work well, in wet sites its effectiveness is rather unclear. In the case of rare nature targets this requires careful weighing of success chances with the stress added to the donor sites.
- Addition of plant species with mowing material ('green hay') from well-developed donor sites (in combination with sod-cutting, topsoil removal) accelerates the establishment of target plant species and should be carried out immediately after sod-cutting or top soil removal or in the period when the vegetation is still open to avoid competition with existing vegetation as much as possible.

Knowledge gaps

The following knowledge gaps were identified. H indicates that we consider solving this knowledge gap a priority, whereas L means that we give it a lower priority

- H: Quick measurement of phosphorus in the field;
- H: reference values for soil content of NH_4 and NO_3 for several low-productive vegetation types under low N-deposition;
- H: the relation between vegetation quality and soil P-total and P-Olsen for vegetation types that occur also at sites with high nutrient availability;
- H: reference values for P-availability for several target communities in the dunes;
- L: the effect of low P-pool size and -availability for low-productive target communities;
- L: germinability of species in buried seedbanks from old soils that are surfacing again;
- H: the role of mycorrhiza in the functioning of terrestrial ecosystems and the occurrence of target species of low-productive communities after top soil removal;
- H: the effects of addition of soil organisms from other target communities than heathlands and *Nardus* grasslands;
- H: the long-term effects (>5-10 yrs) of addition of soil organisms after sod-cutting or top soil removal;
- H: the effects of addition of soil organisms in a later stadium after sod-cutting or top soil removal;
- L: the effects of addition different types (composition in terms of species(groups) and in functional types) of soil communities in restored sites;
- H: overview of amounts of soil donor material that are available for rare habitat types;
- H: what factors –apart from phosphate pool size and P-availability- determine how long a vegetation remains open after sod-cutting or top soil removal;
- H: time needed to mine phosphate to levels that lie within the tolerance of low-productive target communities;
- H: the effectiveness of mining in soils with a deep phosphate profile;

Figure 1. Decision support scheme for prioritisation of restoration techniques of low productive target communities in different scenarios



- H: the effect of a large N-pool size and high N-availability in soils with a mining regime on the development of low-productive target communities;
- L/H: experiments with inversion of the soil profile;
- L/H: more and longer lasting experiments on addition of iron ore to bind phosphorus;
- H: effectiveness of adding target plant species;
- H: effectiveness of sod-cutting of soils that are completely leached;
- H: effectiveness of addition of iron on phosphate availability and vegetation in sites that have been impoverished for a long time;
- H: effectiveness of adding iron as technique to bind phosphorus in sites with shallow top soil removal where the phosphorus pool size is still rather high.

Inleiding

1.1 Achtergrond

Voor natuurherstel en -ontwikkeling in Nederland is de omvorming van landbouwgrond naar natuur een grote en moeilijke opgave. Deze omvorming van landbouwgronden is van belang voor behoud en herstel van natuurgebieden en de ontwikkeling van een samenhangend netwerk van natuurgebieden. Het gaat om vele hectaren in het Natuurnetwerk en landbouwpercelen binnen Natura-2000 gebieden. Door een intensief landbouwverleden is de nutriëntenvoorraad en -beschikbaarheid groot, waardoor het herstel van natuurtypen die gebonden zijn aan een relatief lage nutriëntenbeschikbaarheid een zeer lastige opgave is. Grote fosfaatvoorraden, een zeer geringe aanwezigheid van doelsoorten in de zaadbank en het ontbreken van populaties plant- en diersoorten in de omgeving van projecten kunnen het herstelsucces sterk beperken. Het succes voor realisatie van natuurdoelen in de uitgevoerde projecten is daardoor zeer uiteenlopend en projecten met hoge inrichtingskosten voldoen lang niet altijd aan de verwachtingen. In vele voormalige agrarische graslanden die nu door natuurbeheerders worden beheerd vallen de resultaten van dit natuurbeheer deels tegen (Melman et al., 2005, 2010).

In Nederland zijn de afgelopen twee decennia een aantal strategieën regelmatig toegepast: plaggen c.q. ontgronden van de nutriëntenrijke toplaag, uitmijnen van P, verschralen door middel van maaien en afvoeren of begrazen, bevorderen van het vastleggen van P, en het laten zitten van de nutriëntenrijke toplaag en overschakelen op andere, meer productieve doelen. Daarnaast wordt bekalking toegepast (veelal als additionele maatregel), wordt geëxperimenteerd met het toedienen van ijzer en kan gedacht worden aan diepploegen c.q. omkeren van het bodemprofiel. Zowel in Nederland als daarbuiten is onderzoek verricht naar de effectiviteit en de werking van de deze strategieën maar de resultaten daarvan en de gevolgtrekkingen daaruit lijken elkaar deels tegen te spreken. Daarmee worden beheerders geconfronteerd met tegenstrijdige adviezen. Zulke ogenschijnlijke tegenstrijdigheden hebben daarnaast geleid tot controverses in het debat over de omvorming van voedselrijke landbouwgronden. Deze gaan over het wel of niet ontgronden, de omgang met bodemfauna, de vraag of met andere strategieën voedselarme natuurtypen kunnen worden gerealiseerd en over hoe de beschikbaarheid van fosfaat het beste kan worden gemeten.

Beheerders en inrichters hebben behoefte aan helderheid over de aanpak van voedselrijke landbouwgronden. Het voorliggende onderzoek bestaat uit een evaluatie van beschikbare kennis, geeft een handreiking voor strategieën en maatregelen die kunnen worden toegepast bij omvorming van landbouwgronden naar natuur en geeft een voorstel voor vervolgonderzoek om relevante kennislacunes op te lossen. De handreiking geeft gebruikers een leidraad voor een gefundeerde keus van een herstelstrategie gegeven de situatie van een inrichtings- of omvormingsproject. De resultaten van het onderzoek moeten bijdragen aan een effectieve en efficiënte inrichting en beheer van voormalige landbouwgronden in het Natuurnetwerk en binnen Natura-2000 gebieden. Voor de uitvoering van beleid in het kader van het Programma Aanpak Stikstof PAS is het van belang om te kunnen beschikken over beslissleutels die, gegeven de context en doelen, opties geven bij de keuze van een herstelstrategie, en een inschatting welk soort maatwerk daarbij nodig is. Het project heeft daarnaast de functie om impasses in het lopende debat te verhelpen of in een beter context te plaatsen en om het draagvlak voor omvorming van landbouwgronden bij de beheerders te vergroten.

1.2 Doelen

Het project heeft de volgende doelen:

- Het samenvatten van bestaande kennis en het vergelijken van verschillende inrichtings- en beheermethoden in relatie tot schrale natuurdoeltypen..
- Inhoudelijk evalueren van projecten met omvorming van landbouw naar schrale natuur.
- Het opstellen van een handreiking/afwegingskader voor beheerders over te hanteren strategieën en uitvoering van vooronderzoek in de praktijk.
- Het beschrijven van de belangrijkste kennisleemten.

De resultaten worden in twee vormen met elk een eigen doelgroep aangeboden:

- Een achtergrondrapport (dit OBN-rapport): voor stafmedewerkers van terrein-beherende organisaties en/of inrichters die herstelplannen in detail uitwerken.
- Een beknopte handreiking (aparte publicatie) over te hanteren strategieën en uitvoering van vooronderzoek in de praktijk. Deze geeft de hoofdlijnen weer en is bedoeld voor stafmedewerkers en projectleiders bij terreinbeherende organisaties en organisaties die zich met natuurinrichting bezighouden.

1.3 Reikwijdte van het onderzoek

Fysisch-geografische regio/ bodem

Het onderzoek richt zich op de Pleistocene zandgronden en Holocene duinzandgronden. Daarnaast worden ook sterk lemige en/of venige zandbodems meegenomen. Ook in deze gronden is de nutriëntenproblematiek groot. Het onderzoek omvat daarmee een aanzienlijk deel van Nederland.

Natuurdoelen

Het onderzoek richt zich op natuurdoelen met een relatief nutriëntenarme bodem. Het zwaartepunt leggen we daarbij op de voedselarme natuurtypen, omdat hier de problematiek bij omvorming vanuit nutriëntenrijke landbouwgronden het grootst is. Daarnaast is de analyse beperkt tot natuurdoelen met een korte vegetatiestructuur in het droge tot natte bereik. Natuurdoelen van langdurig geïnundeerde of aquatische milieus worden niet behandeld. Gezien de gekozen fysische-geografische reikwijdte worden natuurtypen c.q. habitattypen van het Nat Zandlandschap, Droog Zandlandschap en het zoete deel van het Duin- & Kustland-schap besproken. De link met deze habitattypen heeft het voordeel dat hierdoor een relatie kan worden gelegd met PAS-herstelstrategieën. Natuurtypen worden omschreven op basis van vegetatiekundige eenheden op verbonds- en associatieniveau. Naast schrale natuur- en habitattypen beschouwen we ook kort de ontwikkeling van bos op voormalige landbouwgronden maar hierbij gaan we niet verder in op allerlei mogelijk te ontwikkelen bostypen.

In Tabel 0-1 wordt een overzicht gegeven van de geselecteerde natuurdoelen. Per verbond wordt aangegeven welke associaties worden behandeld. Tevens wordt daarbij de relatie aangegeven met de classificatie van Natura-2000 habitattypen.

Tabel 0-1. Beschouwde natuurdoelen op nutriëntenarme bodem*Table 1-1. Restoration targets on nutrient-poor soils considered in this study*

Verbond	Associaties	Habitatype
Caricion nigrae	vnl. Carici curtae-Agrostietum caninae	H7140_A Overgangs- en trilvenen (trilvenen)
Caricion davallianae	Campylio-Caricetum dioicae, Junco baltici-Schoenetum nigricantis	H7230 Kalkmoerassen en H2190_B Vochtige duinvalleien (kalkrijk)
Ericion tetralicis	vnl. Ericetum tetralicis	H4010_A Vochtige heiden (hogere zandgronden)
Calluno-Genistion pilosae	vnl Genisto-Callunetum pilosae	H2150 Duinheiden met struikhei, H2310 Stuifzandheiden met struikhei, H4030 Droge heiden
Empetrium nigrae	Carici arenariae-Empetretum en Salici repentis-Empetretum	H2140_B Duinheiden met kraaihei (droog)
Nardo-Galion saxatilis	vnl. rompgemeenschappen en Galio hercynici-Festucetum ovinae	H6230 Heischrale graslanden
Corynephorion canescentis	Spergulo-Corynephorum en Violo-Corynephorum	H2130_B Grijze duinen (kalkarm), H2330 Zandverstuivingen
Thero-Airion		H2130_B Grijze duinen (kalkarm), H2330 Zandverstuivingen
Plantagini-Festucion	Festuco-Thymetum serpylli en Festuca-Galietum veri	H2130_B Grijze duinen (kalkarm), H2330 Zandverstuivingen
Tortulo-Koelerion	Phleo-Tortuletum ruraliformis	H2130_A Grijze duinen (kalkrijk)
Polygalo-Koelerion	Taraxaco-Galietum veri	H2130_A Grijze duinen (kalkrijk)
Junco-Molinion	Cirsio dissecti-Molinietum	H6410 Blauwgraslanden, H7230 Kalkmoerassen
Cynosurion cristati	Lolio-Cynosuretum	geen

Expertiseveld

De evaluatie richt zich vooral op de inhoudelijke aspecten (ecologisch, chemisch, effectiviteit van herstelstrategieën) van de problematiek. De omgang met cultuurhistorische en archeologische waarden worden in de handreiking meenemen. Deze evaluatie bevat geen analyse ten aanzien van financiële inpasbaarheid en maatschappelijk draagvlak.

De ecologische en chemische aspecten bestaan uit: nutriëntenhuishouding, meten van fosfaat, processen in de bodem, diversiteit en functionaliteit van bodembiota, vegetatie en effectiviteit van herstelstrategieën.

Fauna

De opdrachtoomschrijving geeft aan dat fauna nadrukkelijk onderdeel dient te zijn van het onderzoek. Omdat fauna een zeer breed kennisveld omvat, is het nodig om hierbij te richten op een beperkt maar wel zeer relevant deel van dit werkveld. Het bodemleven (fauna inclusief micro-organismen) is gezien de problematiek en de vraagstelling essentieel. Behalve dat het bodemleven een belangrijke component van de totale biodiversiteit omvat, wordt algemeen aangenomen dat de samenstelling en het functioneren van het bodemleven een cruciale rol speelt bij ecosysteemherstel. Zonder een goed functionerend bodemleven lijkt ecosysteemherstel inclusief de bovengrondse componenten sterk te worden beperkt. Bij de evaluatie van herstelprojecten hebben we ook aandacht voor bovengrondse fauna, voor zover de beschikbaarheid van gegevens dat toelaat.

1.4 Onderzoeksvragen

Hoofdvragen voor dit onderzoek betreffen:

1. Wat is onder welke omstandigheden de beste strategie om schrale natuurdoelen te realiseren op sterk bemeste voormalige landbouwgronden?
2. Wat zijn de belangrijkste kennisleemten op dit gebied?

We zullen deze hoofdvragen bij de uitwerking van projectonderdelen nader specificeren.

1.5 Onderdelen van het onderzoek

Het onderzoek bestaat uit vier onderdelen die overeenkomen met de doelen van het onderzoeksproject in de opdrachtoomschrijving (paragraaf 1.2). Deze onderdelen bestaan uit:

- Onderdeel 1: overzicht van bestaande kennis en het vergelijken van verschillende methoden
- Onderdeel 2: inhoudelijk evalueren van projecten met omvorming van landbouw naar natuur
- Onderdeel 3: opstellen van een handreiking en afwegingskader voor beheerders over te hanteren strategieën en uitvoering van vooronderzoek in de praktijk
- Onderdeel 4: synthese, kennisleemte en advies vervolgonderzoek

De evaluatie van bestaande kennis en methoden (onderdeel 1) en evaluatie van projecten (onderdeel 2) vormen de onderbouwing voor de uitwerking van de handreiking (onderdeel 3). Onderdeel 1 en 2 zijn ook essentieel om kennislacunes te identificeren en zinvol vervolgonderzoek te kunnen aangeven (onderdeel 4). In onderdeel 4 is daarnaast een synthese opgenomen van de bestaande inzichten op basis van onderdeel 1 en 2.

De aanpak en het resultaat van elk onderdeel worden in afzonderlijke hoofdstukken besproken.

2 Review van bestaande kennis en het vergelijken van verschillende methoden

2.1 Beschrijving problematiek

De problematiek ten aanzien van omvorming van landbouwpercelen naar natuurdoelen wordt nader omschreven. Daarbij wordt ingegaan op de volgende aspecten:

- de ontwikkeling in omvorming van landbouwpercelen naar natuur in Nederland: trends in aanpak, inspanningen die natuurbeleid voor de nabije toekomst vereist (inrichting Natuurnetwerk, Natura-2000, uitvoering PAS)
- ontwikkeling in omvorming van landbouwpercelen naar natuur in NW-Europa: overmatig voedselrijke landbouwgrond is geen specifiek Nederlands probleem. Ook andere NW-Europese landen kampen met soortgelijk problematiek (Ceulemans et al. 2014). Inzicht uit andere studies kan van pas komen in het Nederlandse natuurherstel.
- het debat over ontgronden versus uitmijnen en verschralen;
- het debat over meten van fosfaatbeschikbaarheid;
- het debat over omgang met bodemleven.

We gaan in op de volgende vragen:

- Welke randvoorwaarden voor actuele nutriëntenbeschikbaarheid en -voorraad zijn gemeten in referenties van habitattypen?
- Hoe verhouden actuele nutriëntenbeschikbaarheid, -voorraad en profielen in landbouwgronden zich tot deze randvoorwaarden?
- Hoe verhouden actuele nutriëntenbeschikbaarheid en -voorraad in de bodemtoplaag van projecten na omvorming zich tot deze randvoorwaarden?
- Met welke fosfaatextractiemethode kan de actuele fosfaatbeschikbaarheid voor de vegetatie en de beschikbare fosfaatvoorraad worden bepaald?
- Hoe verschillen soortdiversiteit en functionele diversiteit van bodemfauna en -micro-organismen tussen landbouwgronden en voormalige landbouwgronden met uiteenlopende herstelstrategieën? idem voor verschillende stadia na herinrichting of start van een maatregel?
- Hoe verschilt het functioneren van de bodem (opbouw van humus, decompositie, mineralisatie en immobilisatie) tussen landbouwgronden en voormalige landbouwgronden met uiteenlopende herstelstrategieën? idem voor verschillende stadia na herinrichting of start van een maatregel?
- Hoe is functionele diversiteit van bodemfauna en -micro-organismen gerelateerd aan functioneren van de bodem en hoe verschilt dat tussen landbouwgronden en voormalige landbouwgronden met uiteenlopende herstelstrategieën? idem voor verschillende stadia na herinrichting of start van een maatregel?
- Welke doelplantensoorten zijn te verwachten in zaadbanken van landbouwgronden?
- Zijn zaadbanken in de bouwvoor van landbouwgronden belangrijk c.q. een last voor ontwikkeling van natuurdoelen?
- Wat is de effectiviteit van verschillende herstelstrategieën voor vermindering van de nutriëntenvoorraad en -beschikbaarheid? idem voor verschillende stadia na herinrichting of start van een maatregel?
- Wat is de effectiviteit van verschillende herstelstrategieën voor realisatie van natuurdoelen na herinrichting of start van een maatregel?

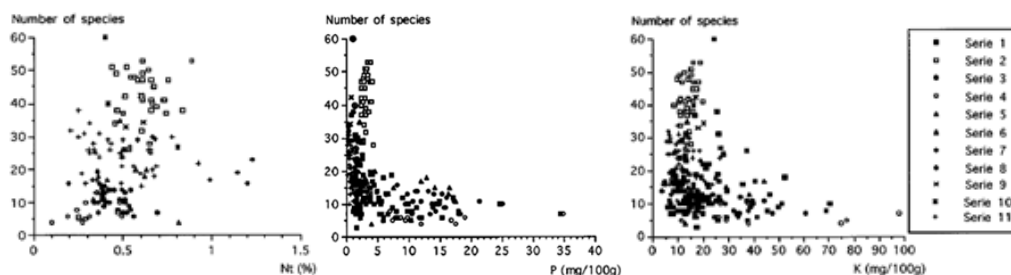
2.2 Ranges van doelvegetatietypen voor nutriënten, organisch-stofgehalte en zuurgraad

De relatie tussen soortensamenstelling en nutriëntenrijkdom is veel onderzocht. Al in 1979 werd een relatie tussen de bodemvruchtbaarheid en soortendiversiteit gelegd met behulp van het zgn. het Hump-back model (Al-Mufti et al. 1977). Dit model voorspelt een laag aantal soorten bij zowel een lage als een hoge bodemvruchtbaarheid en hoge aantallen in het middentraject (Figuur 2-1). Sindsdien is deze relatie meerdere malen gevonden (Janssens et al., 1998; Oomes & Van der Werf, 2003). Hoewel niet alle studies deze hump-back curve vinden (Sival et al., 2004), is de relatie tussen bodemvruchtbaarheid en soortendiversiteit meerdere malen bevestigd voor zandgronden (Olff & Bakker, 1991; Sival et al., 2004).

Vele natuurdoelen die op zandgronden worden nagestreefd bevinden zich met betrekking tot nutriëntenrijkdom in het oligotrofe tot mesotrofe bereik. Dit gaat gepaard met een lage jaarlijkse productiviteit van de kruidlaag, waardoor lage en langzaam groeiende planten domineren. Bij hogere nutriëntenbeschikbaarheid krijgen plantensoorten zoals Engels raaigras, Gestreepte witbol en Pitrus de overhand en hebben langzaam groeiende soorten weinig kans. Inzicht in de mate van nutriëntbeschikbaarheid is daarmee van belang om te kunnen bepalen of en in hoeverre de nutriëntenstatus van natuurontwikkelingsterreinen geschikt is voor de ontwikkeling van de gewenste laagproductieve vegetatietypen.

De volgende vragen staan centraal:

- Welke waarden voor actuele nutriëntenbeschikbaarheid en -voorraad zijn gemeten in referenties van habitattypen?
- Zijn op basis van die metingen grenswaarden af te leiden?



Figuur 2-1. Soortenrijkdom in relatie tot nutriëntenvoorraad (Janssens et al. 1998)
Figure 2-1. Species richness in relation to nutrient pool size (Janssens et al. 1998)

2.2.1 Aanpak

Per natuurdoel (Tabel 0-1) worden op basis van literatuurgegevens en eigen data ranges voor nutriënten op een rij gezet. Op basis van literatuur en inzichten uit de geanalyseerde data zijn ook streef- en maximum waarden bepaald voor fosfor-variabelen per natuurdoel. We bespreken de abiotische ranges voor alle vegetatieassociaties of -verbonden, waarvan voldoende data beschikbaar zijn.

Gebruikte bronnen

De meeste literatuurbronnen en datasets die gebruikt zijn voor het beschrijven van meetranges voor nutriënten in natuurdoelen zijn afkomstig uit Nederland en Vlaanderen. In Bijlage 1 wordt per natuurdoel een overzicht gegeven van de gebruikte literatuurreferenties en datasets. Een deel van de referenties bestaat uit opgave in publicaties. Omdat in deze publicaties meestal de basisdata ontbraken, zijn hiervan de vermelde statistieken voor de gemeten range overgenomen. Deze statistieken kunnen bestaan uit gemiddelde of mediaan, met minimum en maximum waarden, gemiddelde met percentielen tot gemiddelde +- standaarddeviatie, of soms enkel een waarde. Voor informatie over de aard van de gebruikte statistieken wordt naar Bijlage 1 verwezen.

Naast literatuurbronnen over nutriëntenranges zijn ook een aantal eigen datasets geanalyseerd met meetgegevens van de bodemtoplaag. Metingen op enige bodem zijn uitgesloten door alleen meetgegevens te selecteren met een organisch stofgehalte van <20%. Het natuurdoel is bepaald op basis van bijbehorende vegetatie-opnamen. Per natuurdoel en variabele zijn het minimum, het 0.25 percentiel, het 0.75 percentiel, mediaan, gemiddelde en het maximum berekend.

Variabelen voor nutriëntenrijkdom

Nutriënten kunnen op meerdere manieren worden gemeten. In de gebruikte referenties en datasets zijn dan ook verschillende analysetechnieken toegepast, onder andere voor milde fosfaatextracties. Omdat de gemeten waardes sterk kunnen verschillen tussen extractiemethode kunnen meetwaarden alleen worden vergeleken binnen dezelfde techniek. In Tabel 2-1 worden de verschillende nutriëntvariabelen aangegeven. Als eenheid voor nutriëntgehalten gebruiken we in dit rapport standaard mmol of μmol per massa drooggewicht bodem of volume bodem (zie Tabel 2-2). Een deel van de literatuurbronnen geeft gehalten per drooggewicht bodem en andere bronnen per volume bodem. Beide worden hier afzonderlijk behandeld, omdat omrekening van drooggewicht naar volume-eenheid niet mogelijk is zonder detaildata van nutriëntgehalte en bulkdichtheid. De bulkdichtheid (drooggewicht bodem per volume-eenheid) varieert sterk door de grote invloed van het organische-stofgehalte op de bulkdichtheid: hoe hoger het organische-stofgehalte, hoe lager de bulkdichtheid is. Voor meer achtergronden en de betekenis van verschillende fosfaatextracties wordt verwezen naar paragraaf 2.4 en

Bijlage 2.

Het meetbereik van de nutriëntenvariabelen in de geraadpleegde literatuurbronnen en datasets worden per natuurdoel in Bijlage 1 besproken.



Afbeelding 1. Weiland in de Steertse heide na ruim 10 jaar verschralen. De productie is nog steeds erg hoog.

Picture 1. Meadow in the "Steertse heide" area after impoverishment management for more than a decade. Vegetation productivity is still very high.

Tabel 2-1. Variabelen voor nutriëntengehalten, pH en organisch stofgehalte. Totaal = totale voorraad in de bodem; capaciteit = beschikbaarheid op een tijdschaal van maanden; intensiteit = beschikbaarheid op een termijn van dagen.

Table 2-1. Variables for nutrient content, pH and organic matter. Total = total pool size; capacity = availability per month; intensity = availability per day.

Naam	Code	Korte omschrijving methode	Typering	Gebruikte eenheid dit rapport	In literatuur ook vaak gebruikt
Variabelen voor nutriëntenrijkdom					
totaal-stikstof	N-totaal	Ofwel zware destructie met een sterk zuur en oxiderende stof ofwel met pyrolyse en analyse met een CN-analyzer; met deze bepaling wordt de stikstof in het organische stof, bodemleven en de geadsorbeerde minerale stikstof bepaald	totaal bepaling	mmol/kg DG mmol/l	mg N/kg mg N/l
NH4	NH4	Ammonium (NH4+) bepaald in een 1M KCl extract of een sterk extract van een ander zout; met de extractie wordt het gehalte van geadsorbeerd NH4+ bepaald	capaciteitsbepaling	μmol/kg DG μmol/L	mg N/kg mg N/l
NO3	NO3	Ammonium (NO3-) bepaald in een 1M KCl extract of een sterk extract van een ander zout; met de extractie wordt het gehalte van geadsorbeerd NO3- bepaald	capaciteitsbepaling	μmol/kg DG μmol/L	mg N/kg mg N/l
NO3, NH4, mineraal stikstof (NO3+NH4)	N- mineraal	Som van nitraat (NO3-) en ammonium (NH4+) bepaald in een 1M KCl extract of een sterk extract van een ander zout; met de extractie wordt het gehalte van geadsorbeerd NO3- en NH4+ bepaald	capaciteitsbepaling	μmol/kg DG μmol/L	mg N/kg mg N/l
totaal-fosfor	P-totaal	Zware destructie een sterk zuur en oxiderende stof; met deze bepaling wordt de fosfor in het organische stof, bodemleven en de anorganische fosfaat die gesorbeerd is en in relatief makkelijk oplosbare fosfaat-zouten; deels worden ook fosfor uit moeilijker verweerbare mineralen vrijgemaakt	totaal bepaling	mmol/kg DG mmol/l	mg P/kg DG mg P/l mg PO4/kg DG mg PO4/l
water extraheerbaar fosfaat	P-w	Een volume hoeveelheid grond wordt bevochtigd en 22 uur bij 20 °C geïncubeerd; vervolgens een extractie gedurende 1 uur met een overmaat water; de extractie is een maat voor snel desorbeerbaar fosfaat op het anionadsorbtielcomplex	intensiteitsbepaling; geen evenwicht in extract	μmol/kg DG μmol/l	mg P/kg DG mg P/l mg PO4/kg DG mg PO4/l mg P2O5/kg DG mg P2O5/l
Olsen-fosfaat	P-olsen	Extractie met 0.5 M NaHCO3 bij pH 8.5 gedurende 0.5 uur (Olsen et al. 1954); gebaseerd op desorptie van fosfaat gebonden aan anionadsorbtielcomplex; zowel extern als intern fosfaat wordt gedesorbeert	competitieve extractiemethode; hybride van intensiteits- en capaciteitsbepaling; geen evenwicht in extract	μmol/kg DG μmol/l	
ammonium lactaat extraheerbaar fosfaat	P-al	Ammonium lactaat extraheerbaar fosfaat	competitieve extractiemethode; hybride van intensiteits- en capaciteitsbepaling; geen evenwicht in extract	μmol/kg DG μmol/l	
oxalaat extraheerbaar fosfaat	P-oxalaat	Extractie met ammonium-oxalaat en oxaalzuur; door reductie wordt de geoxideerde fractie van Fe en Al opgelost. Het daaraan geadsorbeerde fosfaat komt dan vrij. Tevens bevordert oxalaat de desorptie van fosfaat door competitie. Desorptie wordt ook versterkt door vorming van Ca-oxalaat neerslag; de extractie is een maat voor de totale hoeveelheid geadsorbeerde fosfaat	competitieve extractiemethode; capaciteitsbepaling van fosfaat gebonden aan ijzer- en aluminiumhydroxiden	mmol/kg DG mmol/l	mg P/kg DG mg P/l mg PO4/kg DG mg PO4/l
fosfaat-verzadigings-index	$P_{ox}/(Fe_{ox} + Al_{ox})$	De ratio van P/(Fe+Al) gemeten in de een extractie met ammonium-oxalaat en oxaalzuur. Hoe groter deze ratio hoe sterker oppervlakten van Fe- en Al-hydroxiden zijn bezet met geadsorbeerd fosfaat.	indirecte maat voor intensiteit	mol/mol	mol/mol
Overige variabelen					
pH in waterextract	pH-H2O	pH gemeten in gedemineraliseerd water; doorgaans bepaald in een extract van 10 g bodem in 25 ml water na 2 uur schudden		geen eenheid	geen eenheid
pH in KCl-extract	pH-KCl	pH gemeten in een 1M KCl oplossing; doorgaans bepaald in een extract van 10 g bodem in 25 ml water na 2 uur schudden	competitieve extractiemethode	geen eenheid	geen eenheid
organische stofgehalte	SOM	gehalte aan organische stof; bepaald met thermogravimetrie (gewichtsverlies bij gloeien) of op basis van meting organische koolstofgehalte met CN-analyzer		% DG	% DG mg C/kg DG

Tabel 2-2. Omrekeningsfactoren tussen molen en gewichtseenheden.
Table 2-2. Conversion factors between moles and weights.

Variabele	Omrekening mol-> massa	Omrekening massa -> mol
N-totaal	1 mmol = 14.007 mg N	1 mg N = 0.07139 mmol
NO ₃ , NH ₄ , mineraal stikstof (NO ₃ +N)	1 μmol = 0.014007 mg N	1 mg N = 71.392 μmol
	1 μmol = 0.062005 mg NO ₃	1 mg NO ₃ = 16.128 μmol
	1 μmol = 0.018039 mg NH ₄	1 mg NH ₄ = 55.436 μmol/kg
P-totaal	1 mmol = 30.974 mg P	1 mg P = 0.032285 mmol
	1 mmol = 94.971 mg PO ₄	1 mg PO ₄ = 0.010529 mmol
P in extracten	1 μmol = 0.03097 mg P	1 mg P = 32.286 μmol
	1 μmol = 0.09497 mg PO ₄	1 mg PO ₄ = 10.529 μmol
	1 μmol = 0.14194 mg P ₂ O ₅	1 mg P ₂ O ₅ = 7.045 μmol

Grenswaarden voor nutriëntgehalten van nutriëntenarme natuurdoelen

Diverse studies hebben grenswaarden voor nutriëntenrijkdom voor het voorkomen van nutriëntenarme doelvegetaties afgeleid. Er wordt bij zulke grenswaarden onderscheid gemaakt in:

- Streefwaarden: bovengrens voor het optimaal voorkomen van het natuurdoel, c.q. een hoge soortenrijkdom.
- Maximale waarden: grenswaarden waarboven de soortenrijkdom van kenmerkende plantensoorten van het natuurdoel afneemt of kenmerkende plantensoorten zelfs geheel ontbreken.
- Toleranties: boven- en ondergrens waarbinnen een natuurdoel voorkomt.

Tabel 2-3 geeft een overzicht van in de literatuur aangetroffen grenswaarden.

Op basis van ranges in de literatuur en geanalyseerde eigen datasets zijn aangepaste grenswaarden bepaald. Daarbij is onderscheid gemaakt in streefwaarde en maximumwaarde.

Voor het bepalen van streef- en maximumwaarde zijn per natuurdoel de statistieken van de afzonderlijke referenties geaggregeerd:

- de **gemiddelde waarde** is berekend door het gemiddelde te nemen van de gemiddelde waarden van alle referenties; Indien een referentie een mediane waarde heeft in plaats van een gemiddelde, dan is de mediane waarden gebruikt voor de berekening;
- de **bovenkant** van het bereik voor de **streefwaarde** is het 75 % percentiel van het gemiddelde en mediane waarde van alle referenties;
- de **onderkant** van het bereik voor de streefwaarde is het gemiddelde van de 25 % percentielen van alle referenties;
- de **minimale waarde** is de laagst gemeten waarde van de referenties;
- de **maximale waarde** is de hoogst gemeten waarde van de referenties;

De geaggregeerde meetwaarden en vastgestelde grenswaarden worden besproken in paragraaf 2.2.2 en gevisualiseerd in box-plots.

Overige abiotische variabelen

Voor de volledigheid en een beter begrip van de standplaatscondities worden ook waarden voor organische stofgehalte en zuurgraad van de bodem gegeven. Deze worden in Bijlage 1 verder per natuurdoel besproken.

Tabel 2-3. Grenswaarden nutriëntengehalten.

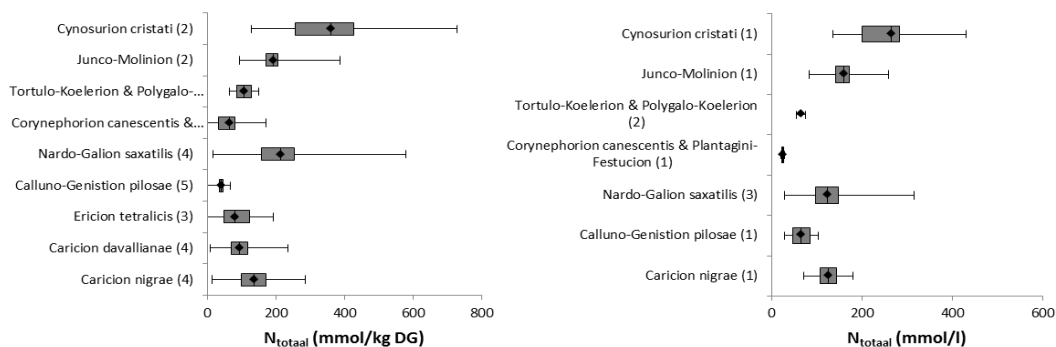
Table 2-3. Constraints for nutrient levels

Natuurdoeltype	Type grenswaarde	Variabele	Literatuur referentie	eenheid per massa DW bodem		eenheid per volumeenheid bodem	
Voedselarme natuur (zand)	Streefwaarde	P-totaal	Timmermans et al. (2010)	1.62	mmol/kg DW		
Voedselarme natuur (zand)	Streefwaarde	P-totaal	Lamers et al. (2005)	2.58	mmol/kg DW		
Voedselarme natuur (zand)	Maximum	P-totaal	Van Mullekom et al. (2007)	5	mmol/kg DW		
Voedselarme natuur (zand)	Maximum	P-totaal	Lamers et al. (2009)	10	mmol/kg DW		
Heischrale graslanden (zand)	Streefwaarde	P-totaal	Van Mullekom & Smolders (2015)	10	mmol/kg DW		
Pitrus dominantie ondergrens	Maximum	P-totaal	Lamers et al., 2009	10	mmol/kg DW		
Voedselarme natuur (zand)	Streefwaarde	P-totaal	Tomassen et al. (2012)			2.5	mmol/l
Kalkrijk (zand)	Maximum	P-totaal	Smolders & Van Mullekom (2010)			10	mmol/l
Voedselarme natuur (zand)	Maximum	P-totaal	Smolders & Van Mullekom (2010)			5	mmol/l
Voedselarme natuur (zand)	Streefwaarde	P-olsen	Lamers et al. (2005)	258	µmol/kg DW		
Voedselarme natuur (zand)	Maximum	P-olsen	Sival et al. (2004)	323	µmol/kg DW		
Voedselarme natuur (zand)	Maximum	P-olsen	Lamers et al. (2005)	484	µmol/kg DW		
Heischrale graslanden (zand)	Maximum	P-olsen	Ceulemans et al. (2013); Remy (2012)	646	µmol/kg DW		
Heischrale graslanden (zand)	Streefwaarde	P-olsen	Remy (2012)	484	µmol/kg DW		
Voedselarme natuur (zand) en Heischrale graslanden (zand)	Streefwaarde	P-olsen	Smolders et al. (2009)			250	µmol/l
Voedselarme natuur (zand) en Heischrale graslanden (zand)	Streefwaarde	P-olsen	Van Mullekom et al. (2013); Hommel et al. (2006)			300	µmol/l
Heischrale graslanden (zand)	Maximum	P-olsen	Chambers et al. (1999)			323	µmol/l
Voedselarme natuur (zand) en Heischrale graslanden (zand)	Maximum	P-olsen	Van Mullekom et al. (2013)			500	µmol/l
Heischrale graslanden (zand)	Streefwaarde	P-olsen	Herr et al., 2013	323	µmol/kg DW		
Heischrale graslanden (zand)	Maximum	P-olsen	Herr et al., 2013	484	µmol/kg DW		
Kalkrijk (zand)	Maximum	P-olsen	Smolders & Van Mullekom (2010)			600	µmol/l
Voedselarme natuur (zand)	Streefwaarde	P-w	Sival et al. (2004)			35	µmol/l
Voedselarme natuur (zand)	Maximum	P-w	Pais et al. (2013)			70	µmol/l
Heischrale graslanden en Blauwgrasland	Streefwaarde	NH4	Ceulemans et al. (2009)	1285	µmol/kg DW		
Heischrale graslanden en Blauwgrasland	Maximum	NH4	Ceulemans et al. (2009)	1428	µmol/kg DW		

2.2.2 Nutriëntenranges van natuurdoelen en grenswaarden voor nutriëntgehalten

Totaal-stikstof (Figuur 2-2)

Het totaal stikstofgehalte is sterk gerelateerd aan het organisch stofgehalte omdat het overgrote deel van de stikstof in de bodem in organische vorm voorkomt. Natuurdoelen die als pionierstadium optreden of kunnen optreden worden gekenmerkt door een laag organisch-stofgehalte in de bodemtoplaag (<5 % DW) en komen voor bij een N-totaalgehalte van < 50 mmol/kg DW. Hogere waarden in de range van 200-500 N-totaal treden op bij het Caricion nigrae, Caricion davallinae, Molinion en Cynosurion. Deze gemeenschappen komen grotendeels voor op bodems met een hoger organisch stofgehalte in de toplaag (>10 % DW). Dit hangt voor een belangrijk deel samen met het voorkomen op vochtige tot zeer natte standplaatsen waar organische stof gemakkelijker accumuleert. Metingen met zeer hoge N-totaal gehalten hebben betrekking op voorkomen op veen- of venige bodems. Voor het totaal-stikstofgehalte zijn voor nutriëntenarme doelen geen grenswaarden in de literatuur aangetroffen. Dit heeft ondermeer te maken met het feit dat de beschikbaarheid van minerale stikstof niet rechtstreeks is gekoppeld aan de organische gebonden voorraad. Wel kan een grotere organische stof voorraad bijdragen aan een grotere N-mineralisatie. Dit is bijvoorbeeld gevonden voor duingraslanden (Fujita et al., 2014).



Figuur 2-2. Totaal stikstof. Streefwaarden worden weergegeven door een grijze balk, minima en maxima door whiskers. De punt geeft het gemiddelde weer.

Figure 2-2. Total Nitrogen. Optimal values are indicated by a grey bar, minima and maxima by whiskers. The dot indicates the average.

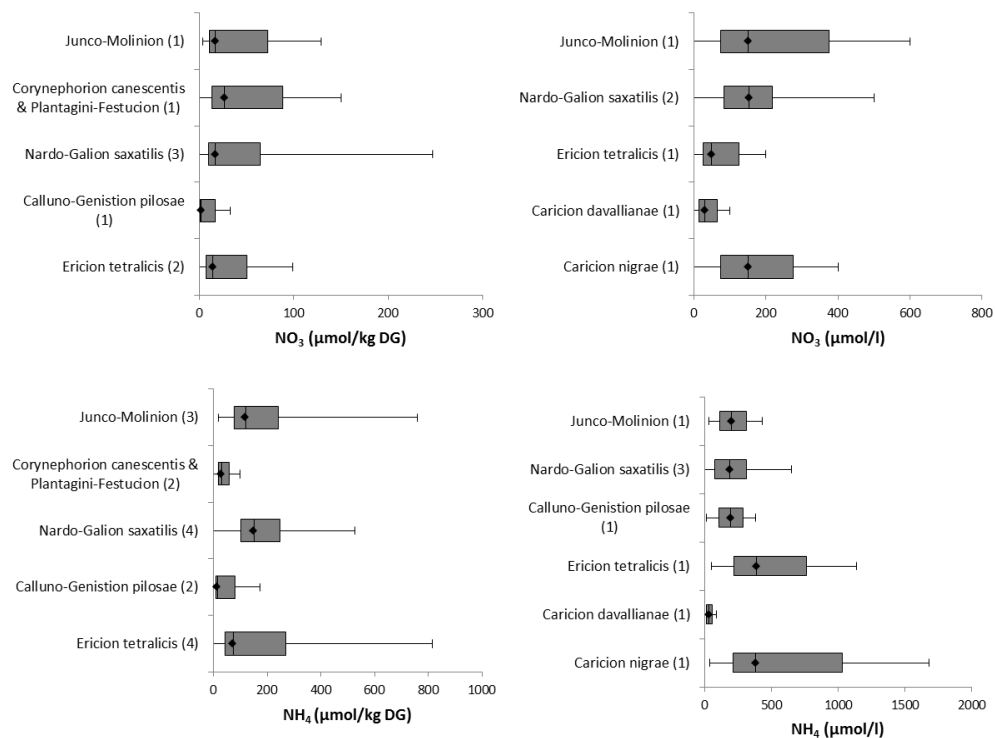
Mineraal-stikstof (Figuur 2-3)

Het nitraatgehalte (NO_3^-) is doorgaans lager dan $100 \mu\text{mol/kg DW}$ en $300 \mu\text{mol/l}$. Hier zijn weinig verschillen aanwezig tussen de verschillende natuurdoelen. De ammoniumgehalten (NH_4^+) daarentegen vertonen wel verschillen maar zijn altijd lager dan de streefwaarden van $1285 \mu\text{mol/kg DW}$ en de maximum waarde van $1428 \mu\text{mol/kg DW}$ die Ceulemans et al. (2009) noemen voor heischrale graslanden en blauwgraslanden. Het Caricion nigrae, Ericion tetralicis, Calluno-Genistion pilosae en Junco-Molinion hebben ten opzichte van de andere doelen ook waarden in het bereik van $500-1000 \mu\text{mol/kg DW}$. De bovenkant van deze range ligt tegen de streefwaarde van Ceulemans et al. (2009) aan.

Voor alle doelen geldt dat het gemeten gehalte aan extraheerbaar NH_4^+ hoger is dan dat van nitraat. Hoge $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratio's zijn gemeten in het Ericion, Calluno-Genistion pilosae, Nardo-Galion, Corynephorion, Tortulo-Koelerion, Polygalo-Koelerion. Vooral voor heischrale graslanden kan ammonium een groot probleem vormen omdat dit negatief werkt voor diverse zeldzame heischrale plantensoorten (Van den Berg et al., 2005; Dorland et al., 2003a; Lucassen et al., 2003; De Graaf et al., 1998b). Bij toenemende NH_4^+ -gehalten tussen 50 en $1000 \mu\text{mol/kg DG}$ daalt het soortenaantal snel (de Graaf et al. 2009). Het hoge aandeel van gereduceerd stikstof in de totale N-depositie in Nederland draagt hier sterk aan bij (Roelofs et al., 1996). De hoge $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratio's in de geraadpleegde gegevens werpt overigens ook de vraag op of deze meetwaarden geschikt zijn als referentie voor ongestoorde vormen van deze natuurdoelen. De referenties stammen grotendeels uit Nederland en Vlaanderen met een hoge atmosferische N-depositie en deels zelfs uit een periode met een piek in N-depositie. Dit kan worden aangemerkt als een **kennislacune**.

Omdat de meetwaarden van NH_4^+ in de referenties onder de genoemde grenswaarde van Ceulemans et al. (2009; $1428 \mu\text{mol/kg DW}$) liggen is deze waarde niet differentiërend tussen de meer schrale en de meer productieve natuurdoelen. Als grenswaarden kunnen beter de streefwaarden en maximumwaarden worden gebruikt die zijn weergegeven in Figuur 2-3 en Tabel 2-4. De laagste waarden treden op bij het Calluno-Genistion pilosae, het Corynephorion canescentis en het Plantagini-Festucion. Uitgedrukt per volume-eenheid bodem worden de hoogste waarden gevonden voor het Ericion tetralicis en het Caricion nigrae. Voor natuurdoelen waarvoor een hoge ratio van $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ evident nadelig is (Nardo-Galion, Calluno-Genistion pilosae, Ericion en Junco-Molinion) kunnen het beste lage gehalten voor NH_4^+ worden nagestreefd.

Streef- en maximum waarden zijn aangegeven in Figuur 2-3 en Tabel 2-5.



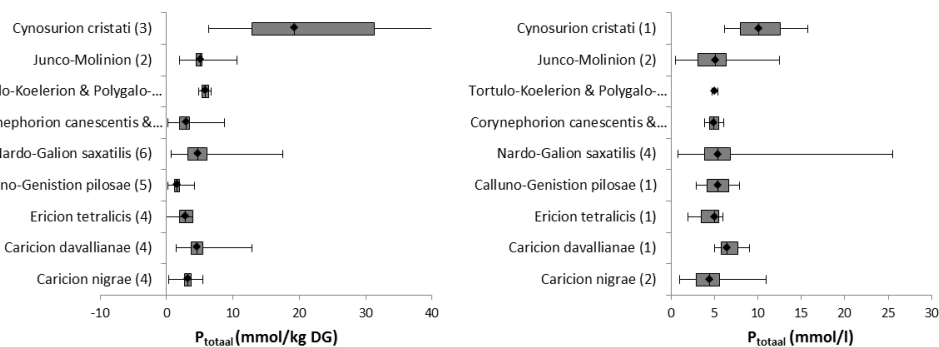
Figuur 2-3. Nitraat (NO_3^-) en ammonium (NH_4^+). Streefwaarden worden weergegeven door een grijze balk, minima en maxima door whiskers. De punt geeft het gemiddelde weer.

Figure 2-3. Nitrate (NO_3^-) and ammonium (NH_4^+). Optimal values are indicated by a grey bar, minima and maxima by whiskers. The dot indicates the average.

Totaal fosfor (

Figuur 2-4)

Allereerst valt op dat voor de fosfaatvoorraad aanzienlijke verschillen tussen de referenties bestaan met betrekking tot meetranges en gemiddelden, ook binnen natuurdoelen (Bijlage 1). Ook tussen natuurdoelen zijn er aanzienlijke verschillen te zien (Figuur 2-4). Uitgedrukt per massa bodem heeft het Calluno-Genistion pilosae de laagste en het Cynosurion cristati de hoogste waarde voor P-totaal. Relatief hoge waarden worden aangetroffen in het Junco-Molinion, Tortulo-Koelerion & Polygalo-Koelerion, Nardo-Galion saxatilis en Caricion davallianae. Uitgedrukt per volume-eenheid wordt het Cynosurion cristati aangetroffen bij de hoogste waarden en wordt het Nardo-Galion saxatilis gekenmerkt door hoge uitschieters. Ook heeft het Caricion davallianae wat verhoogde waarden.



Figuur 2-4: Totaal fosfaat. Streefwaarden worden weergegeven door een grijze balk, minima en maxima door whiskers. De punt geeft het gemiddelde weer.

Figure 2-4. Total Phosphorus. Optimal values are indicated by a grey bar, minima and maxima by whiskers. The dot indicates the average.

Wanneer meetranges worden vergeleken met grenswaarden uit de literatuur (Tabel 2-3) dan valt op dat een deel van de referenties tussen de streefwaarden en de maximumwaarden voor de betreffende natuurdoelen liggen. In een aantal gevallen overschrijden een deel van de referenties zelfs de maximumwaarden van 5 mmol/kg DW Van Mullekom et al. (2007) en 10 mmol/kg DW (Lamers et al., 2009). Bovendien zijn er aanzienlijke verschillen tussen streefwaarden (1.62 tot 10 mmol/kg DW; 2.5 mmol/l) en maximumwaarden (5-10 mmol/kg DW; 5-10 mmol/l) (Tabel 2-3). Dit alles betekent dat eerder vastgestelde grenswaarden niet eenduidig toepasbaar zijn.

Bij relatief natte natuurdoelen op locaties met een hoog organisch stofgehalte (> ca. 20% DW) worden hogere P-voorraden aangetroffen dan bij drogere laag-productieve natuurdoelen (zie Bijlage 1). Dit betreffen het Caricion nigrae, het Caracion davallianae (beide met een range voor P-totaal van 15-20 mmol/kg DW) en het Junco-Molinion (10-20 mmol/kg DW). Waarden in die range worden ook gevonden in laagproductieve, ongestoorde, veenvormende kleine zeggen/slaapmos-vegetaties op veen (Aggenbach et al., 2013). Bij hoge organisch stofgehaltes kan een aanzienlijk deel van de P-voorraad in het organische stof vastzitten. P-totaal geeft dan geen goede indicatie voor de biobeschikbaarheid van fosfaat.

Een aantal natuurdoelen op kalk- of basenrijke bodem komen voor bij relatief hoge waarden voor P-totaal. Dit betreft het Caricion davallianae (basenrijke kleine zeggenmoerassen; referentie in range van 5-15 mmol/kg DW) en het Polygala-Koelerion (kalkrijke duingraslanden; 5-10 mmol/kg DW). Een hoog calciumgehalte van de bodem kan in een dergelijke situatie potentieel zorgen voor binding van anorganisch fosfaat: ondanks een verhoogd P-totaal gehalte is de P-beschikbaarheid dan toch laag en kunnen deze laagproductieve natuurdoelen dan toch voorkomen. Om deze reden is door Smolders & Van Mullekom (2010) voor kalkrijk zand een P-totaal maximumwaarde van 10 mmol/l (per volume eenheid) voorgesteld.

Echter niet alleen basenrijke natuurdoelen komen voor bij relatief hoge P-totaal waarden. Dit is ook het geval voor het Nardo-Galion (eigen data: 5-15 mmol/kg DW; alle referenties 5-10 mmol/kg DW), Ericion tetralicis (Verhagen et al. 2003: 5-10 mmol/kg DW), Calluno-Genistion pilosae, Corynephorion (Ketner-Oostra: 5-10 mmol/kg DW), Plantagini-Festucion en het Junco-Molinion (Klooker et al. 1999: 5-10 mmol/kg DW). Deels kan dit patroon samenhangen met het feit dat gebruikte referenties niet altijd goed ontwikkelde natuurdoelen betreft. Zo zijn meetdata van goed ontwikkelde heischraallanden op de zandgronden van Nederland en Vlaanderen zeldzaam. Referenties kunnen daardoor 'vervuild' zijn met minder goed ontwikkelde vormen. Een andere oorzaak kan zijn dat de relatie tussen enerzijds P-totaal en anderzijds de beschikbaarheid van P niet eenduidig is. Bovendien wordt de biomassa-productie in veel van deze vegetaties beperkt door de hoeveelheid beschikbaar N en niet door P. Meer inzicht kan worden verkregen door een gedetailleerde analyse van datasets met metingen van P-totaal en andere P-variabelen en ook met vegetatie-opnamen zodat een link kan worden gelegd met de kwaliteit van de vegetatie in relatie tot natuurdoelen [**kennislacune**].

Streef- en maximum waarden zijn aangegeven in
Figuur 2-4 en Tabel 2-4.

Olsen-fosfaat (Figuur 2-5)

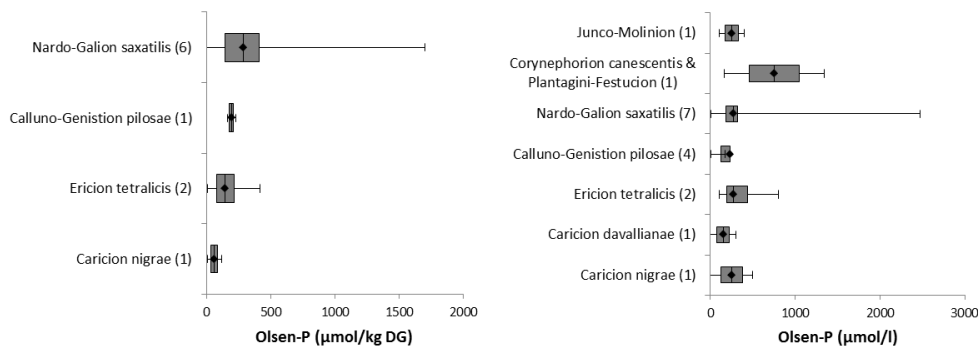
Referenties van Olsen fosfaat zijn niet voor alle beschouwde doelen aangetroffen. Ze ontbreken voor het Tortulo-Koelerion en Polygala-Koelerion. Dit betekent dat graslanden van het type kalkrijke duingraslanden wat betreft P-Olsen een datalacune hebben [**kennislacune**]. Van de andere typen zijn wel één of meerdere referenties met metingen beschikbaar.

De meeste natuurdoelen hebben referentiewaarden onder de maximumwaarden uit de literatuur (<500 µmol/kg DW en <500 µmol/l) en deels boven de streefwaarden. Dit betreffen het Caricion nigrae, Ericion tetralicis, Calluno-Genistion pilosae en Junco-Molinion. Een recente opgave (Vogels et al., 2016) voor Olsen fosfaat geeft voor het Calluno-Genistion een bereik dat deels hoger ligt (300-800 µmol/l). Uit een bemestingsexperiment (Vogels et al., 2016)

blijkt dat heischrale soorten en iets meer algemene soorten van het heidelandschap optimaal voorkomen op recent geplagde locaties waar door bemesting het Olsen fosfaatgehalte is verhoogd naar gemiddeld 816 $\mu\text{mol/l}$. Dit duidt er op dat voor beter ontwikkelde vormen van het Calluno-Genistion een ondergrens voor de fosfaatbeschikbaarheid bestaat. Veel referenties van het Nardo-Galion vertonen meetwaarden boven de streefwaarden en een klein aantal zelfs boven de maximumwaarden. Dit natuurdoel is daarmee het minst eenduidig in relatie tot de eerder vastgestelde grenswaarden. Recente publicaties geven t.o.v. de eerder vastgestelde grenswaarden een hogere streefwaarde voor heischraalgraslanden (484 $\mu\text{mol/kg DW}$, Remy 2012) en hogere maximumwaarde (646 $\mu\text{mol/kg DW}$; Ceulemans et al., 2013; Remy 2012; 500-600 $\mu\text{mol/l}$, Van Mullekom et al., 2013; Smolders & Van Mullekom 2010). Zoals eerder opgemerkt bij P-totaal kan een gebrek aan goed ontwikkelde voorbeelden van heischrale graslanden op zandige bodems schattingen van de abiotische tolerantie van dit vegetatietype vertekenen en vormt daarmee een kennislacune [**kennislacune**]. Opvallend zijn ook de ten opzichte van streefwaarden uit de literatuur duidelijk hogere waarden die worden gemeten in referenties voor het Corynephorion canescens en Plantagini-Festucion. Mogelijk is ook hier sprake van een ondergrens voor het Olsen P gehalte net als bij droge heide (zie boven) waaronder de kwaliteit van het Nardo-Galion, Corynephorion canescens en Plantagini-Festucion afneemt [**kennislacune**].

Diverse studies hebben laten zien dat de beschikbaarheid van fosfaat invloed heeft op de kwaliteit van schrale vegetatietypes. Ceulemans et al. (2011) vonden dat een toename van P-Olsen een negatief effect heeft op het voorkomen van 18 graslandsoorten die in het huidige overzicht voor het merendeel als doelsoort zijn aangemerkt. Dit betreft soorten met een lage groeivorm, hoge stress-tolerantie die een symbiose met arbusculaire mycorrhiza's aangaan. In Nardo-Galion graslanden in NW-Europa wordt de soortenrijkdom sterk bepaald door het P-Olsen gehalte. Soortenrijke graslanden komen alleen voor bij een gehalte < 646 $\mu\text{mol/kg DW}$ (=20 mg P/kg DW). Chambers et al. (1999) vonden een vergelijkbare grenswaarde voor graslanden in het Verenigd Koninkrijk.

Streef- en maximum waarden zijn aangegeven in **Figuur 2-5** en opgenomen in Tabel 2-4.



Figuur 2-5: Olsen fosfaat. Streefwaarden worden weergegeven door een grijze balk, minima en maxima door whiskers. De punt geeft het gemiddelde weer.

Figure 2-5. Olsen-P. Optimal values are indicated by a grey bar, minima and maxima by whiskers. The dot indicates the average.

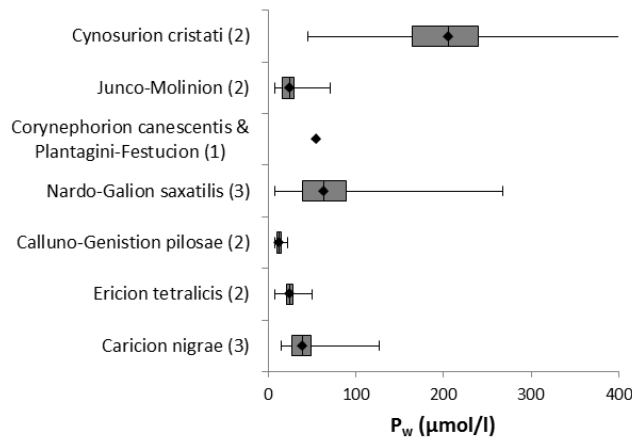
Water extraheerbaar fosfaat P_w (Figuur 2-6)

De gemeten waarden van P_w in natuurdoelen zijn laag t.o.v. die in landbouwgronden. De meeste natuurdoelen hebben een maximumwaarde onder de 55 $\mu\text{mol/l}$ en liggen daarmee altijd onder de maximumwaarde van 70 $\mu\text{mol/l}$ van Pals et al. (2013). Het Caricion nigrae, Ericetum tetralicis, Calluno-Genistion pilosae en Junco-Molinion zijn gekenmerkt door nog lagere waarden (max. 49 $\mu\text{mol/l}$). Voor het Nardo-Galion en Calluno-Genistion pilosae treden bij enkele referenties (zie Bijlage 1) uitschieters op boven deze maximumwaarde, hetgeen het toepassen van grenswaarden compliceert. Het Cynosurion wordt gekenmerkt door de hoogste P_w getallen. Bij natuurdoelen met meerdere referenties kunnen de afzonderlijke meetranges sterk verschillen (zie Bijlage 1).

Van het Tortulo-Koelerion en Polygalo-Koelerion, Corynephorion en Plantagini-Festucion zijn geen metingen bekend. Dit betreft hiermee een lacune aan metingen in graslanden van zandverstuivingen en kalkarme of ontkalkende duingebieden [**kennislacune**].

Opgemerkt wordt dat voor veel natuurtypen de P_w gehalten deels onder de detectiegrens liggen van reguliere meetmethodes voor fosfaat in het waterextract. De detectiegrens voor P_w bedraagt dan 21 $\mu\text{mol/l}$. Het is daarom verstandig om bij toepassing van deze variabele om de fosfaatmeting met een gevoeliger analysemethode uit te voeren, waarbij de detectiegrens voor P_w kan worden verlaagd 2,1 $\mu\text{mol/l}$ (zie paragraaf 2.4).

Streef- en maximum waarden zijn aangegeven in Figuur 2-6 en Tabel 2-4.



Figuur 2-6: Water-extraheerbaar fosfaat P_w . Streefwaarden worden weergegeven door een grijze balk, minima en maxima door whiskers. De punt geeft het gemiddelde weer.

Figure 2-6. Water-extractable phosphorus P_w . Optimal values are indicated by a grey bar, minima and maxima by whiskers. The dot indicates the average.

2.2.3 Overzicht grenswaarden

Op basis van referentiegegevens uit de literatuur en eigen datasets zijn nieuwe streef- en maximale waarden afgeleid. In Tabel 2-4 wordt hiervan een overzicht gegeven.

Er wordt aangeraden om niet met een generieke randvoorwaarden voor nutriëntengehalten voor natuurdoelen te werken, maar met afzonderlijke randvoorwaarden per natuurtype. Om te kunnen beoordelen in hoeverre de actuele nutriëntentoestand van de bodem afwijkt van de randvoorwaarden wordt in Tabel 2-4 een overzicht gegeven van streefwaarden en maximumwaarden voor diverse nutriëntenvariabelen. De streefwaarde betreft het bereik van het gehalte dat in referenties vaak gemeten is, de maximumwaarde is een uiterste bovengrens. Er wordt aangeraden om in eerste instantie te streven naar nutriëntengehaltes binnen de range van de streefwaarden voor het desbetreffende vegetatietype. Merk op dat deze streefwaarden ook een ondergrens hebben. Bij plagen en ontgronden is het mogelijk dat door het verwijderen van de bodem waarden onder de ondergrens worden gerealiseerd. Dit is vaak het geval voor het N-totaal gehalte omdat de organisch-stofrijke toplaag wordt verwijderd. Naast het N-totaal gehalte kunnen dan ook NO_3^- en NH_4^+ -gehalte van de bodemlaag verlaagd worden. Omdat na zulke ingrepen weer bodemontwikkeling gaat optreden, en dus de stikstofvoorraad weer toeneemt, zijn zulke 'te lage' waarde praktisch gezien geen groot probleem.

Bij vergelijking van meetwaarden van nutriënten worden in dit rapport vaak de **bovengrenzen van de streefwaarden** gebruikt bij schrale natuurdoelen. De schrale natuurdoelen zijn blauw gemarkeerd in Tabel 2-4. In figuren met meetwaarden wordt de range van deze bovengrenzen aangegeven met blauwe stippellijnen.

Tabel 2-4. Randvoorwaarden per natuurdoel. NA: geen metingen beschikbaar.
Table 2-4. Constraints per restoration target. NA: no data available.

Vegetatietype / natuurdoeltype	N-totaal						NO3						NH4					
	(mmol/kg)		(mmol/l)		(µmol/kg)		(µmol/l)		(µmol/kg)		(µmol/l)		(µmol/kg)		(µmol/l)		(µmol/l)	
	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum
range	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde
Caricion nigrae	100-170	284	108-144	179	NA	NA	NA	NA	NA	15-65	100	NA	NA	NA	210-1030	1680	15-60	90
Caricion davallianae	68-116	236	NA	NA	NA	NA	8-50	99	25-125	200	42-269	814	220-765	1140	NA	NA	NA	NA
Ericion tetralicis	47-122	192	NA	NA	NA	NA	1-18	33	NA	NA	8-80	173	104-287	379	NA	NA	NA	NA
Calluno-Genistion pilosae	34-45	68	46-84	102	10-64	247	84-218	500	102-247	526	79-315	650	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Nardo-Galion saxatilis	157-253	578	97-147	315	14-89	150	NA	NA	17-60	99	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Corynephorion canescens & Plantagini-Festucion	32-79	172	22-26	28	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tortulo-Koelerion & Polygalo-Koelerion	86-129	150	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Junco-Molinion	172-205	386	142-171	258	11-73	129	75-375	600	77-242	757	115-315	430	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Cynosurion cristati	257-426	728	199-283	430	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

Vegetatietype / natuurdoeltype	P-totaal						P-olsen						Pw	
	(mmol/kg)		(mmol/l)		(µmol/kg)		(µmol/l)		(µmol/l)		(µmol/l)		(µmol/l)	
	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum	range	maximum
range	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde	streef-	waarde
Caricion nigrae	2.7-3.7	5.5	2.9-5.6	11	34-89	116	125-375	500	27.3-48.3	126.9	NA	NA	NA	NA
Caricion davallianae	3.8-5.5	12.9	5.8-7.8	9	NA	NA	75-225	300	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Ericion tetralicis	1.9-4	NA	3.5-5.5	6	82-216	420	188-438	800	21.2-28.2	49.3	NA	NA	NA	NA
Calluno-Genistion pilosae	1.2-1.9	4.2	4.2-6.7	7.9	177-210	226	125-235	404	10.1-14.5	21.6	NA	NA	NA	NA
Nardo-Galion saxatilis	3.2-6.1	17.5	3.8-6.8	25.5	143-407	1698	181-317	2470	39.3-89.1	268	NA	NA	NA	NA
Corynephorion canescens & Plantagini-Festucion	2-3.4	8.7	4.4-5.5	6	NA	NA	457-1047	1342	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Tortulo-Koelerion & Polygalo-Koelerion	5.3-6.3	6.8	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Junco-Molinion	4.5-5.4	10.6	3.1-6.4	12.5	NA	NA	175-325	400	15.7-29.6	70.5	NA	NA	NA	NA
Cynosurion cristati	12.9-31.3	82.6	8-12.6	15.7	NA	NA	NA	NA	64.5-239.4	641.3	NA	NA	NA	NA

2.3 Nutriëntenvoorraden en -beschikbaarheid in landbouwgronden in relatie tot de vereisten van natuurdoelen

2.3.1 Inleiding en vraagstelling

Voor de ontwikkeling en het herstel van natuur worden in de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) voormalige landbouwgronden omgezet naar natuur. Een sleutelprobleem bij het herstel van schrale natuurdoelen is dat veel voormalige landbouwgronden jarenlang intensief bemest zijn geweest en grote voorraden stikstof en fosfor bevatten. In deze paragraaf wordt de volgende vraag behandeld:

- Hoe verhouden de actuele nutriëntenbeschikbaarheid, -voorraad en -profielen in landbouwgronden zich tot de randvoorwaarden van de doelen?

2.3.2 Aanpak

Op basis van literatuur en analyse van eigen data is vastgesteld binnen welke grenzen de nutriëntenvoorraden en -beschikbaarheid in landbouwgronden liggen. Dit is uitgewerkt voor fosfaat en stikstof waarbij daarnaast gekeken is naar diepteprofielen van fosfaat. Ook is gekeken naar de organische stofgehalten in landbouwpercelen, omdat dit zeer sterk gekoppeld is aan N-totaal. De ranges in landbouwgronden worden vergeleken met de in het vorige hoofdstuk bepaalde grenswaarden voor schrale natuurdoelen (Tabel 2-4).

2.3.3 Resultaten

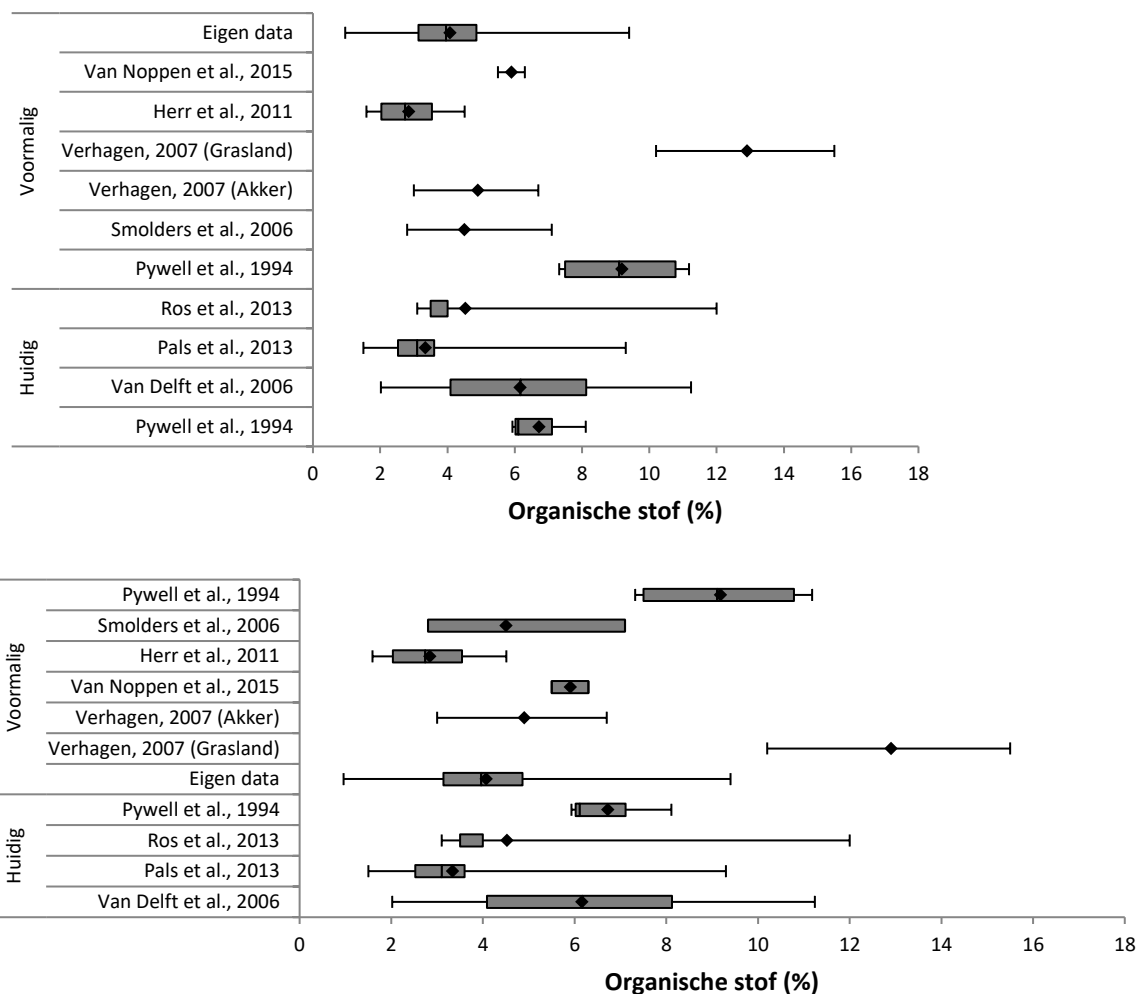
Organische stofgehalten

Organisch-stofgehalten van zowel nog gebruikte als voormalige landbouwgronden op zandbodems zijn laag. Over het algemeen liggen de gemiddelde waarden in de top laag tussen 3 en 13% (Figuur 2-7). Het totale bereik varieert doorgaans van 1.8 tot 16%. De waarden voor organische stof in graslanden liggen bij Verhagen (2007) een stuk hoger met een gemiddelde van 12.9% en een range van 10-15.5%. Over het algemeen is het organische stofgehalte in graslanden, en daarmee het totaal stikstofgehalte, hoger dan in akkers (Figuur 2-8; Verhagen, 2007; Chardon et al., 2009).

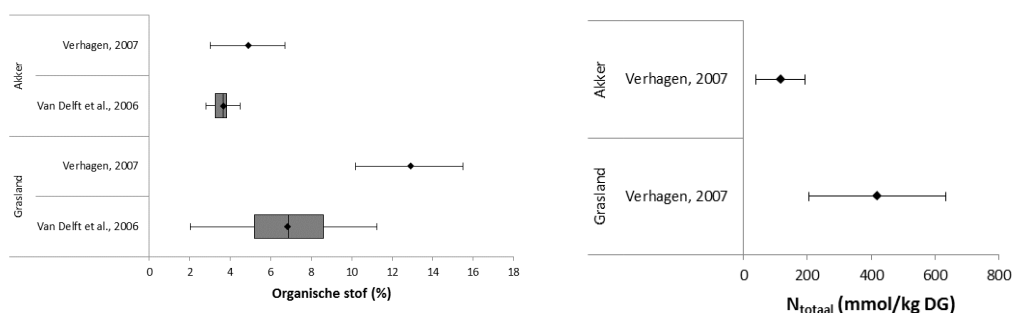


Afbeelding 2. Bodemonsters met duidelijke verschillen in organisch stofgehalte tussen de lagen.

Picture 2. Soil samples with clear differences in organic content between layers.



Figuur 2-7. Organisch-stofgehaltes in huidige en voormalige landbouwpercelen.
Figure 2-7. Organic matter content in actual and former agricultural fields.

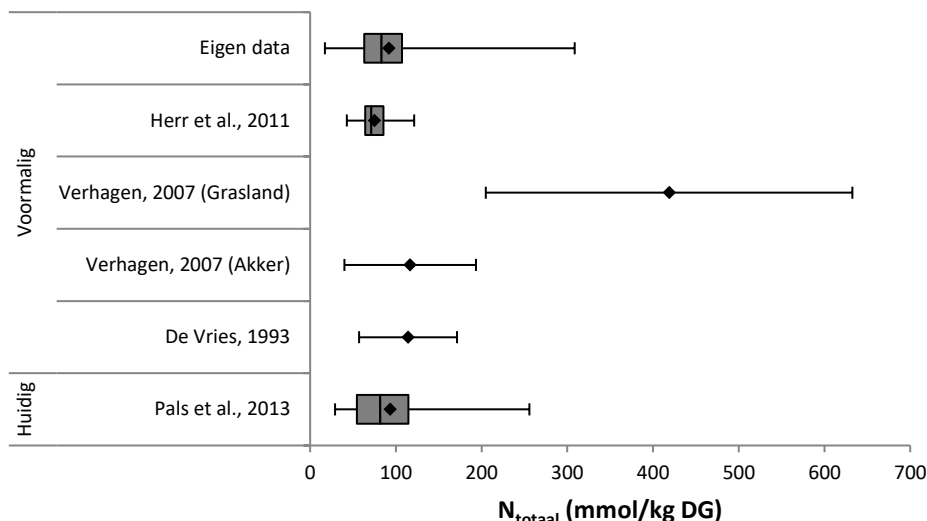


Figuur 2-8. Organisch stofgehalte en N-totaal in de toplaag van voormalige akkers en graslanden
Figure 2-8. Organic matter and N-total in the top layer of former arable fields and grasslands.

Stikstofvoorraad en beschikbaarheid

Figuur 2-9 geeft de grenzen weer voor totaal-stikstof in de bodemtoplaag van huidige en kort uit productie genomen landbouwpercelen. De gemiddelde waarden liggen in de meeste studies tussen 80 en 120 mmol/kg DW met een range van 30-630 mmol/kg DW en liggen daarmee grotendeels binnen de marge van de streefwaarden van schrale natuurdoelen (Tabel 2-4). Het betreft echter voor het overgrote deel waarden die in akkers zijn gemeten. Verhagen (2007)

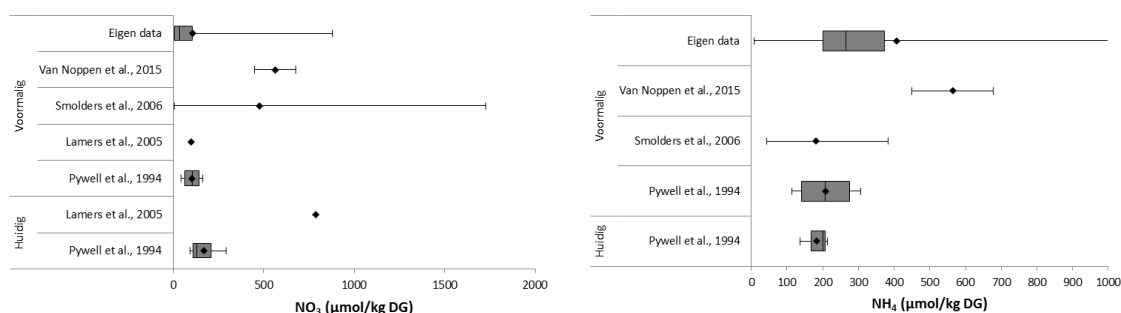
vond veel hogere waarden in grasland van 205-633 mmol/kg DW, samen met hogere organisch stofgehaltes (Figuur 2-8). Omdat het overgrote deel van de stikstofvoorraad is opgeslagen in organische stof (o.a. Van Diggelen et al., 2008) is er een sterke positieve correlatie met totaal-stikstof.



Figuur 2-9. Totaal stikstof in de toplaag van huidige en voormalige landbouwpercelen. Gemiddelden worden als punt weergegeven, ranges met een lijn.

Figure 2-9. Total nitrogen in the top layer of actual and former agricultural fields. Averages are indicated with a dot, ranges with a line

Nitraatgehaltes in actuele landbouwgebieden (Figuur 2-19) liggen vrijwel altijd boven de streefwaarden van schrale natuurdoelen (Tabel 2-4). In voormalige landbouwpercelen worden meestal lagere waarden gemeten (Figuur 2-10, Liczner et al., 2010), deze liggen echter meestal nog steeds boven waarden uit referentievegetaties. Deze resultaten suggereren dat een groot deel van het geadsorbeerde nitraat snel verdwijnt na stoppen van de bemesting, door uitspoeling naar diepere lagen, maar dat het langere tijd duurt voordat alle nitraat verdwenen is. Ook voor ammonium worden deels waarden boven en deels onder (Figuur 2-10) de maximale streefwaarden voor schrale natuurdoelen gevonden (Tabel 2-4), zeker in vochtige tot natte systemen.



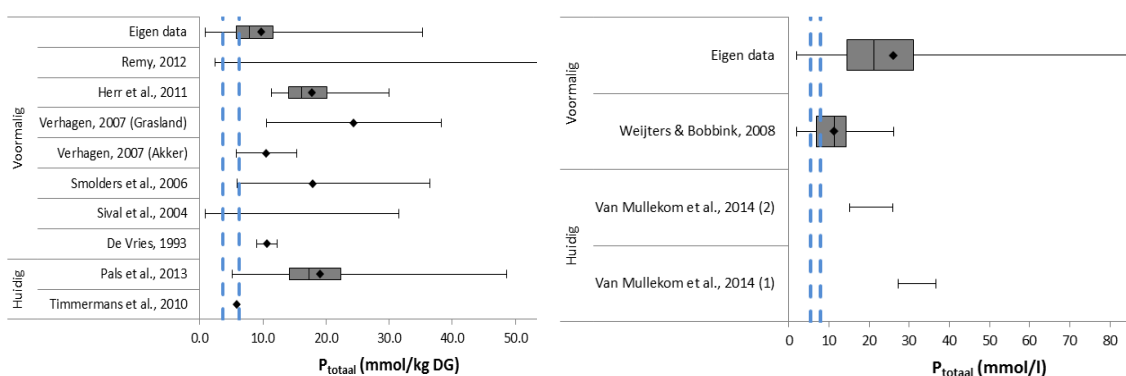
Figuur 2-10. Ammonium en nitraat in de toplaag van huidige en voormalige landbouwgebieden. Gemiddelde waarden worden als punt weergegeven, ranges met een lijn.

Figure 2-10. Ammonium and nitrate in the top layer of actual and former agricultural fields. Averages are indicated with a dot, ranges with a line.

Het voorgaande impliceert helaas niet dat stikstof snel verdwijnt en slechts een tijdelijk probleem is bij natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden. Zowel nitraat- als ammoniumgehalten in het bodemvocht kunnen sterk fluctueren gedurende het seizoen - onder andere als gevolg van schommelingen in de redoxpotentiaal maar ook als gevolg van opname door de vegetatie- en zijn daarmee slechts in beperkte mate geschikt als schatter van de hoeveelheid voor de vegetatie beschikbare stikstof. Aan de andere kant is ook de totale hoeveelheid stikstof niet een goede maat omdat de mineralisatiesnelheid –en daarmee de stikstofbeschikbaarheid per tijdseenheid- van meerdere factoren afhangt, onder andere redoxpotentiaal, kwaliteit van de organische stof zoals C:N ratio (Schachtschabel et al., 1998) maar bv. ook de aanwezigheid van mineralisatie-remmende stoffen zoals silicaten (Emsens et al., 2016b). Om de stikstofbeschikbaarheid voor de vegetatie betrouwbaar in te schatten zijn ofwel mineralisatiemetingen nodig, bijvoorbeeld met uitwisselingsmembranen zoals in PRS sticks (<https://www.westernag.ca/innov>), ofwel (stikstof) budget studies. Beide typen van studies worden in natuurherstelprojecten slechts mondjesmaat toegepast, o.a. vanwege de kosten. De resultaten die er zijn (o.a. Klooker et al., 1999; Verhagen et al., 2003) laten zien dat na een aanvankelijke verlaging van de stikstofbeschikbaarheid na het uit productie nemen van de gronden (en eventueel af te pluggen) deze weer toeneemt met de tijd als gevolg van atmosferische stikstofdepositie. Hierbij lijkt er ook sprake te zijn van interacties met de initiële stikstofbeschikbaarheid. Enerzijds leidt een toename van de hoeveelheid direct beschikbare stikstof tot de vorming van meer en gemakkelijker afbreekbare organische stof (Ponge, 2003), anderzijds is in het geval van wetlands aangetoond dat deze relatie alleen opgaat in het geval van laagproductieve omstandigheden (Emsens et al., 2016a). Onder eutrofe omstandigheden verandert de kwaliteit van de vegetatie –en daarmee de afbreekbaarheid- niet meer bij een verdere toename van stikstof. In hoeverre een dergelijk mechanisme ook onder droge omstandigheden speelt is niet bekend (**kennislacune**) maar het lijkt wel aannemelijk.

Fosfaatvoorraad en beschikbaarheid

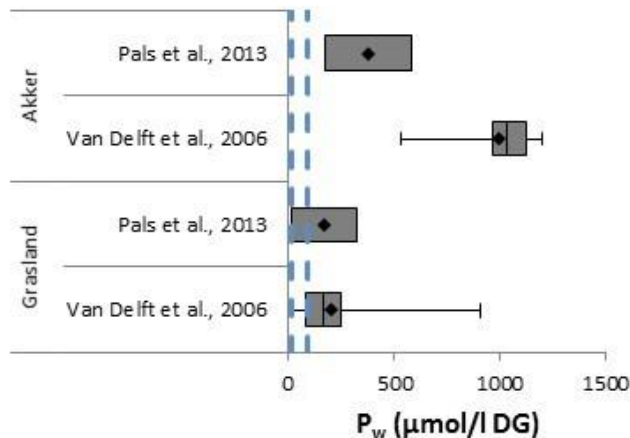
In Figuur 2-11 worden de grenzen voor het totaal-fosfor gehalte in de bodemtoplaag van landbouwpercelen en voormalige landbouwpercelen gegeven. Fosfor kan lang gebonden blijven in de bodem, zelfs wanneer de grond een lange periode braak heeft gelegen. De gehalten totaal fosfor variëren van 5 tot 50 mmol/kg DW. Landbouwgronden en voormalige landbouwgronden bestrijken ongeveer dezelfde range en bij beiden ligt een groot deel van de metingen boven de maximale streefwaarden van schrale natuurdoelen (Tabel 2-4). Een veel beperkter deel van de meetwaarden vallen nog wel binnen de tolerantie van deze natuurdoelen, met name in de studies van Sival et al. (2004), Weijters & Bobbink (2008) en Licznar et al. (2010). In alle studies betreft het voormalige landbouwgronden met natuurontwikkeling



Figuur 2-11. Totaal-fosfor in de top laag van huidige en voormalige landbouwpercelen. Gemiddeldes worden als punt weergegeven, ranges als lijn. De blauwe stippellijnen geven de streefwaarden van schrale natuurdoelen weer.

Figure 2-11. Total phosphorus in the top layer of actual and former agricultural fields. Averages are indicated with a dot, ranges with a line. The blue dashed lines indicate the ranges for low-productive restoration targets.

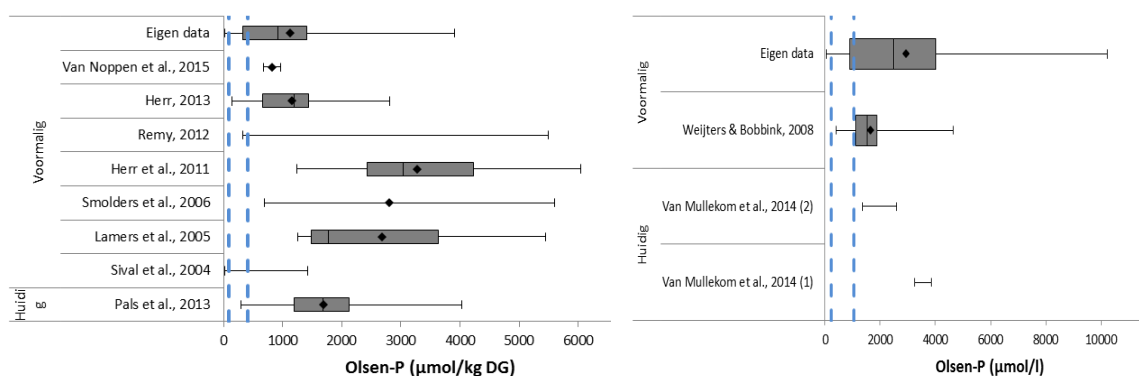
Meerdere studies laten zien dat er verschillen zijn in fosforgehalten tussen akkers en graslanden (Figuur 2-11; Figuur 2-12; Verhagen et al., 2003; Schoumans, 2007; Van Mullekom et al., 2014). In de meeste studies worden hogere gehalten gevonden in de akkers, in de studie van Verhagen et al. (2003) Is dit juist omgekeerd. Hier wordt echter wel een veel hogere concentratie aan direct beschikbaar fosfaat P_w gevonden. Een en ander wordt wellicht veroorzaakt door verschillen in bemesting en afvoer met de oogst, maar kan ook mede veroorzaakt worden door een lager organisch stofgehalte in de bodem van akkers. Hierdoor kan de fractie aan bodemdeeltjes geadsorbeerd fosfor in akkers hoger zijn dan in graslanden.



Figuur 2-12: Direct beschikbaar fosfaat in landbouwpercelen. Gemiddeldes worden als punt weergegeven, ranges als lijn. De verticale blauwe stippellijnen geven de streefwaarden van schrale natuurdoelen weer.

Figure 2-12. Directly available phosphorus in agricultural fields. Averages are indicated with a dot, ranges with a line. The blue dashed lines indicate the ranges for low-productive restoration targets.

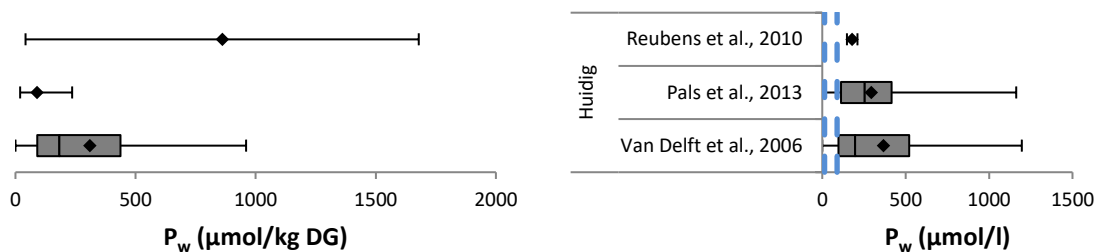
P-Olsen waarden variëren van 26-5608 $\mu\text{mol/kg DW}$ en de gemiddelden van de studies liggen tussen de 825 en 2806 $\mu\text{mol/kg DW}$ (**Figuur 2-13**). Net als bij P-totaal vertoont P-Olsen grote variatie in zowel landbouwgronden als voormalige landbouwgronden. De meeste metingen liggen ver boven de maximale streefwaarden van schrale natuurdoelen (Tabel 2-4). Weijters & Bobbink (2008) vinden deels ook lagere waarden, maar het gemiddelde ligt ook hier ver boven de maximale grenswaarde van 600 $\mu\text{mol/l DW}$.



Figuur 2-13: Olsen-fosfaat gehalten in de toplaag in huidige en voormalige landbouwpercelen. Gemiddeldes worden als punt weergegeven, ranges als lijn. De blauwe stippellijnen geven de streefwaarde van schrale natuurdoelen weer.

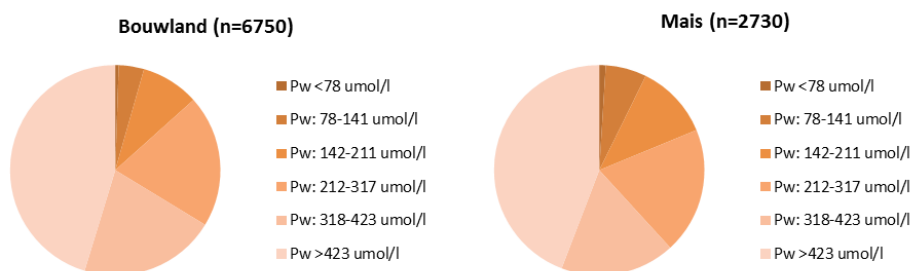
Figure 2-13. Olsen-P content in the top layer of actual and former agricultural fields. Averages are indicated with a dot, ranges with a line. The blue dashed lines indicate the ranges for low-productive restoration targets.

Voor water-extraheerbaar fosfaat (P_w) wordt net als bij Olsen fosfaat een grote range gevonden en is er weinig verschil tussen nog in gebruik zijnde en voormalige landbouwgronden (Figuur 2-14). De waarden variëren van 0-1700 $\mu\text{mol/kg DW}$. Gemiddelde waardes zijn hoog (90-840 $\mu\text{mol/kg DW}$; 295 $\mu\text{mol/l}$) en liggen boven de maximale streefwaarden van schrale natuurdoelen (Tabel 2-4). Slechts een klein deel van de metingen valt binnen de range (Sival et al., 2004), het overgrote deel van de Nederlandse akkers heeft een (veel) te hoog P_w gehalte voor schrale natuurdoelen (Figuur 2-15; Schoumans 2007).



Figuur 2-14. Water-extraheerbaar fosfaat (P_w) in de toplaag in huidige en voormalige landbouwpercelen. Gemiddeldes worden als punt weergegeven, ranges als lijn. De verticale blauwe stippellijnen geven de streefwaarde voor schrale natuurdoelen weer.

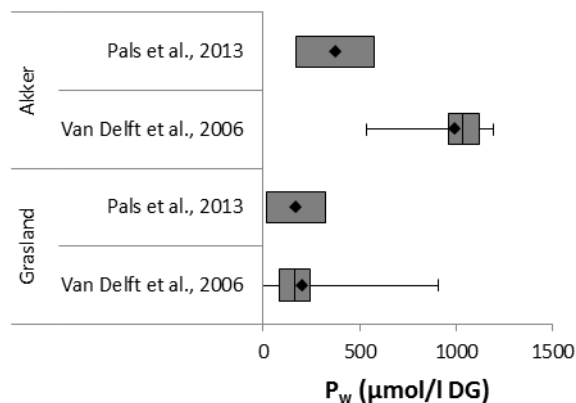
Figure 2-13. Water-extractable phosphate P_w in the top layer of actual and former agricultural fields. Averages are indicated with a dot, ranges with a line. The blue dashed lines indicate the ranges for low-productive restoration targets.



Figuur 2-15. Verdeling van water-extraheerbaar fosfaat (P_w) in mais akkers en akkers met ander gewassen. Data uit Schoumans, 2007.

Figure 2-15. Distribution of water-extractable phosphate P_w in corn fields and fields with other crops. Data from Schoumans, 2007.

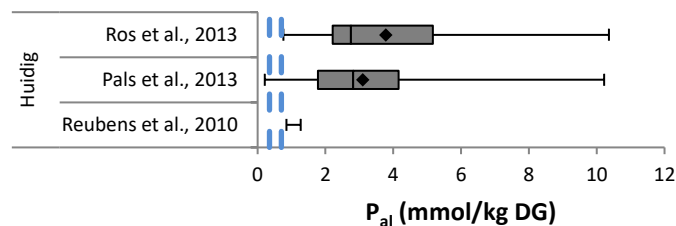
Diverse studies (Verhagen et al., 2003; Van Delft et al., 2006; , 2007; Pals et al., 2013; Van Mullekom et al., 2014)) vinden hogere P_w gehalten in akkers dan in graslanden (Figuur 2-16). Mogelijk wordt dit veroorzaakt door intensievere bemesting, het kan echter ook het resultaat zijn van een lager organisch stofgehalte in de akkers waardoor de fractie aan (anorganische) bodemdeeltjes gebonden fosfor hoger is dan in graslanden. Schoumans (2007) vond weinig verschillen in de P_w gehalten van maisakkers en akkers met andere gewassen (Figuur 2-15).



Figuur 2-16. Water-extraheerbaar fosfaat (P_w) in voormalige landbouwpercelen in relatie tot vroeger landgebruik.

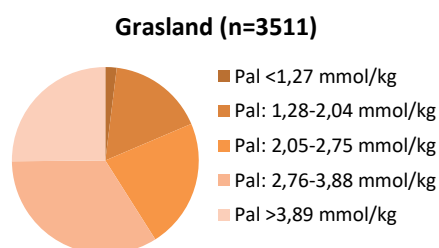
Figure 2-16. Water-extractable phosphate P_w in former arable fields in relation to previous use.

Ammoniumlactaat extraheerbaar fosfaat (P_{al}) betreft een fosfaat-extractie die veel gebruikt wordt in de landbouw. Ook hier is de variatie in waarden groot (Figuur 2-17). Vrijwel alle metingen liggen boven de maximale grenswaarden voor schrale natuurdoelen (Timmermans et al., 2010). Alleen de studie van Pals et al. (2013) bevat een aantal waarden onder de maximale grenswaarde van Timmermans et al. (2010).



Figuur 2-17: Ammonium lactaat extraheerbaar fosfaat (P_{al}) in de toplaag in huidige landbouwpercelen. Gemiddeldes worden als punt weergegeven, ranges als lijn. De verticale blauwe stippellijnen geven de streefwaarden van schrale natuurdoelen aan.

Figure 2-17. Ammonium lactate-extractable phosphate P_{al} in the top layer of actual agricultural fields. Averages are indicated with a dot, ranges with a line. The blue dashed lines indicate the ranges for low-productive restoration targets.



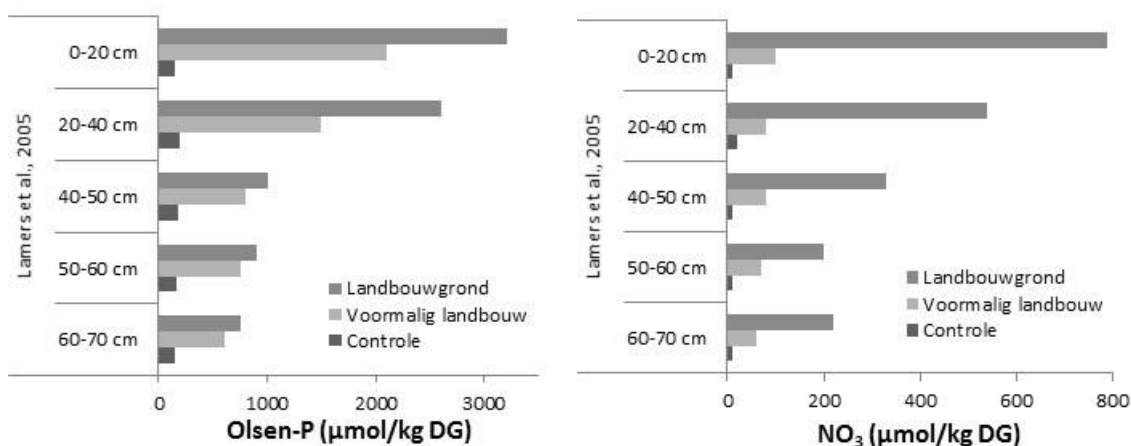
Figuur 2-18. Ammonium lactaat extraheerbaar fosfaat (P_{al}) in Nederlandse graslanden. Data uit Schoumans, 2007.

Figure 2-18. Ammonium lactate extractable phosphate in Dutch grasslands. Data from Schoumans, 2007.

Diepteprofielen van nutriënten In Figuur 2-19,

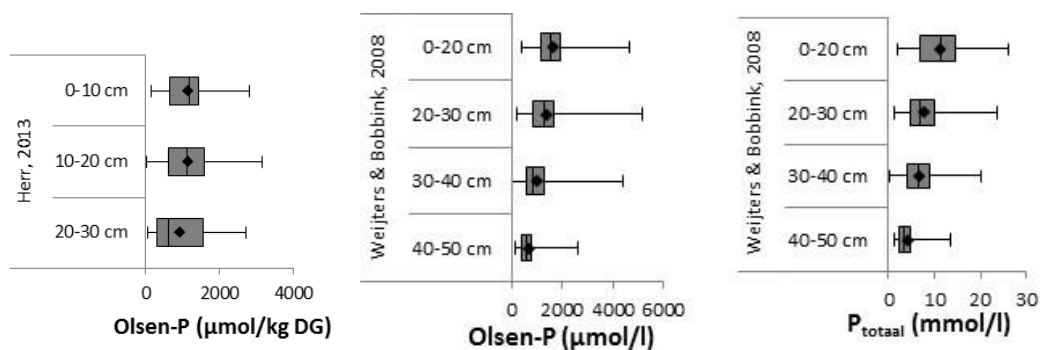
Figuur 2-20 en Figuur 2-21 worden diepteprofielen weergegeven voor P-totaal, P-Olsen, nitraat en ammonium. Zeer hoge gehalten worden gevonden in de bovenste bodemlagen (0-40 cm -mv) terwijl de gehalten in diepere lagen lager zijn. Dit patroon wordt veroorzaakt door ophoping in de toplaag van het met bemesting aangevoerde fosfaat. Pas wanneer deze laag grotendeels verzadigd is verplaatst fosfaat zich naar diepere horizonten. De diepte van het fosfaatprofiel hangt daarom sterk samen met de mate van fosfaatverzadiging. Voor het P-totaal gehalte in de bovenste lagen van het bodemprofiel ligt een aanzienlijk deel van de metingen boven de maximale streefwaarde van schrale natuurdoelen (Tabel 2-4). De diepte tot waar dit het geval is varieert sterk tussen de studies en ook tussen diverse meetpunten binnen de afzonderlijke studies. Hiermee samenhangend worden ook sterk verhoogde P-Olsen gehalten in een aanzienlijk deel van het profiel aangetroffen. Ook voor deze parameter verschilt de diepte tot waar hoge gehalten optreden sterk tussen en binnen de studies. De hoogste waarden worden (uiteeraard) aangetroffen in nog steeds bemeste landbouwgronden. Ook de fosfaat gehalten in voormalige landbouwgronden zijn meestal nog hoog als gevolg van de sterke binding van anorganisch fosfaat aan de bodem.

Voor nitraat is het patroon tamelijk vergelijkbaar, zij het dat de verschillen tussen actuele en voormalige landbouwgronden veel groter zijn. Zeer hoge gehalten treden alleen op in actueel bemeste landbouwgronden. In voormalige landbouwgronden zonder actuele bemesting zijn de nitraatgehalten lager maar liggen nog steeds hoger dan die in referentie doelen. Nitraat wordt slechts zwak geabsorbeerd aan de bodem en kan daardoor sneller uitspoelen naar grond- en oppervlaktewater. Zoals hiervoor aangegeven bepaalt echter de mineralisatiesnelheid de stikstofbeschikbaarheid in de tijd en deze kan sterk tussen verschillende punten variëren. Duidelijk is dat zowel een verhoogde beschikbaarheid van stikstof als ook van fosfaat een erfenis is van het landbouwgebruik die voor langere tijd hoog blijven wanneer geen aanvullende maatregelen worden getroffen. Een expliciet punt van zorg hierbij is dat er een tendens is tot toename van de stikstofbeschikbaarheid als gevolg van het continue effect van atmosferische stikstof depositie.



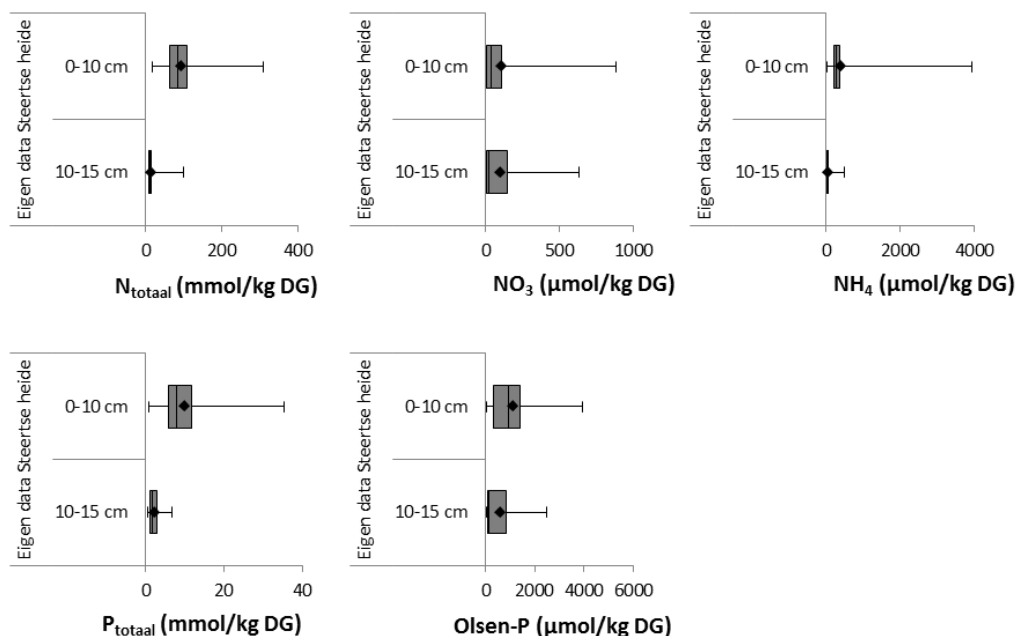
Figuur 2-19: Diepteprofielen van P-olsen en nitraat in actuele en voormalige landbouwgronden en laagproductieve referentie locaties (Lamers et al., 2005).

Figure 2-19. Depth profiles of P-Olsen and nitrate in actual and former agricultural fields and low-productive reference sites (Lamers et al. 2005).



Figuur 2-20. Diepteprofielen van P-totaal en P-Olsen in actuele en voormalige landbouwgronden. Gegevens van Herr, 2013 en Weijters & Bobbink, 2008.

Figure 2-20. Depth profiles of P-total and P-Olsen in actual and former agricultural fields. Data from Herr, 2013 and Weijters & Bobbink, 2008.



Figuur 2-21. Diepteprofielen van nutriënten in voormalige landbouwgronden in de Steertse Heide (Licznar et al. 2010).

Figure 2-21. Depth profiles of nutrients in former agricultural fields in the Steertse Heide area (Licznar et al. 2010).

2.3.4 Conclusies

Ten aanzien van de nutriëntentoestand in (voormalige) landbouwgronden kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Landbouwpercelen die als grasland zijn gebruikt hebben vaak een hoger organisch-stofgehalte en stikstofvoorraad dan voormalige akkers.
- Nitraatgehaltes zijn in voormalige landbouwgronden lager dan in actueel gebruikte landbouwpercelen omdat nitraat snel verdwijnt door uitspoeling en eventueel denitrificatie. Een zeer hoge nitraatbeschikbaarheid treedt alleen op bij actuele bemesting.
- Hoewel veel lager dan in actuele landbouwpercelen ligt de hoeveelheid direct beschikbaar stikstof (nitraat en ammonium) in voormalige landbouwgebieden nog steeds hoger dan in referentie situaties. Een punt van zorg is dat de beschikbaarheid met de tijd lijkt toe te nemen.
- Het belangrijkste probleem met betrekking tot stikstof is atmosferische depositie.

- In het overgrote deel van actuele en voormalige landbouwgronden overschrijden totaal-fosfaat, Olsen-fosfaat, water extraheerbaar fosfaat (P_w) en ammoniumlactaat extraheerbaar fosfaat (P_{-al}) de bovengrens van de streefwaarden voor schrale natuurdoelen.
- Fosfaat bindt sterk aan de bodem en alleen het stoppen van bemesting heeft weinig effect op de fosfaatvoorraad en slechts een gering effect op de beschikbaarheid.
- In akkers kan de beschikbaarheid van fosfaat hoger zijn dan in dan in graslanden. Dit kan te maken hebben met structurele verschillen in bemestingshistorie en met een verschillen in organische stofgehaltes op de adsorptie van fosfaat.
- De diepte tot waar streefwaarden voor schrale natuurdoelen van totaal-fosfaat, Olsen-fosfaat en water extraheerbaar fosfaat P_w worden overschreden is variabel en kan ook binnen gebieden sterk variëren. Daarom zijn voor het uitwerken van projecten voor omvorming van landbouwgronden naar natuur lokale metingen van de nutriëntentoestand vereist.

2.4 Beschikbaarheid en het meten van fosfaat in bodemecosystemen

2.4.1 Inleiding en vraagstelling

Voor natuurlijke vegetaties is P beschikbaarheid in relatie tot biodiversiteit van groot belang (Ceulemans et al., 2014; Chambers et al., 1999; Gilbert et al., 2009; Janssens et al., 1998; Sival et al., 2004). De omvorming van landbouwgronden naar natuur vereist daarom inzicht in de biobeschikbaarheid van fosfaat. In deze paragraaf wordt geanalyseerd met welke fosfaatextractiemethode de actuele fosfaatbeschikbaarheid voor de vegetatie en de beschikbare fosfaatvoorraad kan worden bepaald.

Er zijn vele geavanceerde methoden om inzicht te winnen in het complexe gedrag van fosfaat in bodem (Kruse et al., 2015) en er bestaan veel verschillende analysemethoden (Wang et al., 2013) die de intentie hebben om de huidige P-status te karakteriseren en/of een maat te zijn voor de biobeschikbaarheid voor planten en gewassen. Elke methode heeft zijn eigen sterke en zwakke punten, maar er zijn grote verschillen in resultaten voor dezelfde bodem en die kunnen leiden tot tegengestelde conclusies. Er is daarom behoefte aan meer inzicht in de processen achter de bodemanalyse en hoe dit zich verhoudt tot opname van fosfor en beschikbaarheid van P voor natuurlijke vegetaties.

2.4.2 Aanpak

Om meer inzicht te krijgen in de biobeschikbaarheid van fosfaat voor planten wordt eerst het dynamische proces van fosfaatopname geanalyseerd en beschreven. Vervolgens beschouwen we de fosfaatbinding vanuit het perspectief van een chemisch evenwicht tussen poriewater of bodemoplossing en reactieve bodemoppervlakken. Het wordt gevolgd door een analyse van de snelheid van vrijkomen van fosfaat uit de bodem. In het laatste onderdeel worden verschillende analysemethoden geëvalueerd in relatie tot de geschetste processen die de beschikbaarheid van fosfaat reguleren.

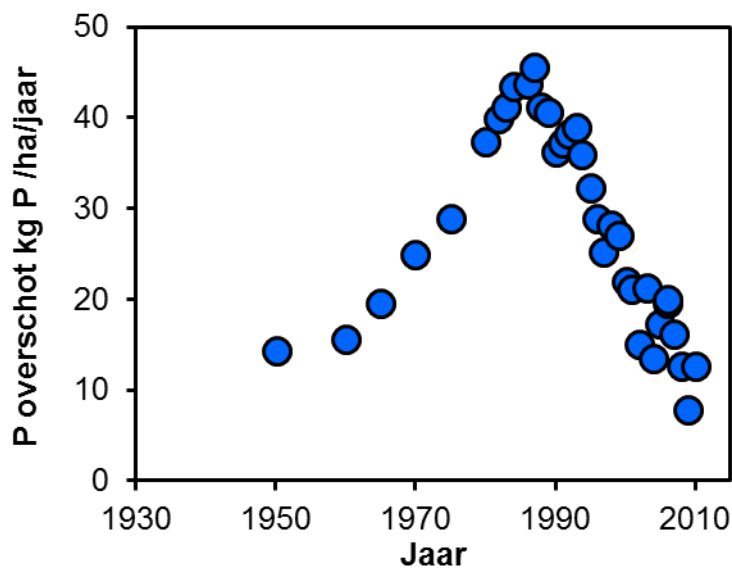
Leeswijzer

Omdat de bodemchemische uitwerking van biobeschikbaarheid en evaluatie van verschillende bodemchemische analyse methoden diepgaand en uitgebreid is uitgevoerd is een deze opgenomen in een bijlage (

Bijlage 2). In de hoofdttekst zijn achtergronden, een samenvatting van de resultaten en de conclusies opgenomen. Deze teksten zijn dusdanig dat ze zonder vergaande chemische achtergrondkennis te volgen zijn.

2.4.3 Achtergrond

Fosfor (P) is één van de belangrijkste voedingsstoffen voor het leven op aarde. Het is belangrijk voor de bouw van bijvoorbeeld DNA en celmembranen. Ook speelt het een zeer belangrijke rol in de energiehuishouding (ADP/ATP) en kan van belang zijn voor de opbouw van een skelet. Voor de productie van voedselgewassen is de vraag naar fosfor altijd hoog geweest. Aanvankelijk werd de bodem vruchtbaar gehouden door nutriënten in een cyclus te houden tussen akker en gebruik, aangevuld met onder andere nutriëntenverplaatsing van woeste grond en hooiland naar het landbouwecosysteem en door toediening van stadscompost. De eerste superfosfaatfabriek werd opgericht in 1843 door Sir Lawes, een wetenschapper werkzaam aan het bodemvruchtbaarheidsinstituut van Rothamsted. Hiermee is bemesting met kunstmest ingezet, waarmee de productie van voedsel zeer sterk verhoogd is. Met de grootschalige intensivering van de landbouw sinds de jaren '60 van de vorige eeuw (Figuur 2-22) is de fosfaatbemesting in een versnelling geraakt door het gebruik van grote hoeveelheden dierlijke mest (Chardon et al., 2007). Dit fosfaat is afkomstig uit buitenlandse importen van diervoeders. Het illustreert de globalisering van nutriëntenstromen.



Figuur 2-22. Historisch verloop van het fosfaat overschot in de Nederlandse landbouw. Gebaseerd op Chardon et al. (2007) en aanvullende CBS data.

Figure 2-22. Historical developments in phosphate surplus in Dutch agriculture. Data from Chardon et al. (2007), supplemented with CBS data.

Landbouwsystemen

Toegevend fosfor wordt meestal niet volledig opgenomen in het gewas. De beperkte efficiëntie leidt tot een jaarlijks P-overschot. Een historisch overzicht van het gemiddelde P overschot in de Nederlandse landbouw geeft aan dat in de periode van intensivering van de landbouw, de jaarlijkse overschotten sterk zijn toegenomen van ongeveer 15 kg tot meer dan 40 kg P ha⁻¹ j⁻¹ of meer. Lokaal kunnen deze overschotten nog veel hoger zijn. Cumulatief is het overschot over deze periode van 50 jaar ongeveer 1500 kg ha⁻¹. De Nederlandse landbouwbodem is daarmee sterk verrijkt met fosfor (Schoumans en Chardon, 2015). Bij een hoge netto toevoeging van fosfor wordt de bovengrond P-verzadigd, in die zin dat het jaarlijkse overschot aan P niet meer wordt vastgehouden en fosfaat zich verplaatst naar grotere diepte in het bodemprofiel en er uitspoeling kan plaatsvinden. Een deel van het overschot kan het grond- en oppervlaktewater bereiken en leidt dan tot eutrofiering.

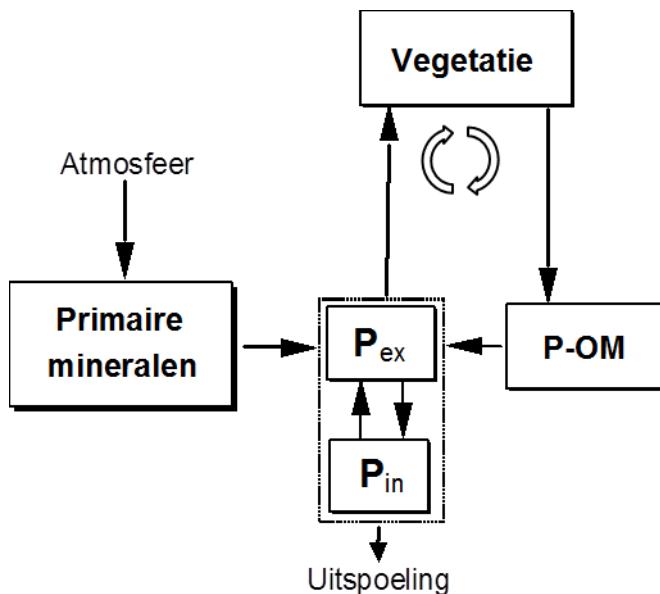
Natuurterreinen

In natuurterreinen is de situatie anders. Hier is een natuurlijke biopomp die voortdurend nutriënten dieper uit het bodemprofiel via opname door de vegetatie toevoegt aan de bovengrond waar fosfaat kan worden vastgehouden door binding. Voorheen waren natuurterreinen meestal in gebruik als woeste grond. Uit de bovengrond van deze terreinen is vaak fosfaat verdwenen door afvoer van gras, strooisel, en plaggen ten behoeve van de landbouw. Daardoor zijn deze gronden verarmd aan nutriënten en is de P status laag.

Fosfaatcyclus

Fosfor (P) kan in de bodem aanwezig zijn in verschillende vormen. Initieel is P onderdeel van gesteente (

Figuur 2-23) en wanneer het bij verwerking vrijkomt, hecht het zich aan bodemdeeltjes. Een deel van het fosfaat wordt gebonden aan externe oppervlakken van bodemdeeltjes en alleen deze fractie (P_{ex}) is beschikbaar voor opname door de plant.



Figuur 2-23. De fosforcyclus in een ecosysteem. Bij verwerking van primaire mineralen komt anorganisch fosfaat PO_4 vrij dat zich intern en extern aan bodemoppervlakken hecht. Uit de extern gebonden fractie P_{ex} wordt fosfaat opgenomen door de vegetatie. Dode plantenresten vormen de organische stoffractie $P-OM$. Na vertering komt de P vrij in de vorm van anorganisch fosfaat dat zich weer bindt aan de minerale delen van de grond. De fosforcyclus wordt op langere termijn doorbroken door uitspoeling en door mogelijke aanvoer van nieuw fosfaat via neerslag van stofdeeltjes uit de atmosfeer.

Figure 2-23. The phosphorus cycle in an ecosystem. Weathering of primary minerals results in the release of inorganic PO_4 which adsorbs internally and externally to soil particles. The externally bound fraction P_{ex} is taken up by the vegetation. Dead plant remains add to the organic matter fraction $P-OM$. After decomposition P is released again as inorganic PO_4 which adsorbs to soil particles. The phosphorus cycle is broken by leaching on one hand and possible supply of new phosphate via deposition of dust particles from the atmosphere on the other hand.

In planten wordt anorganisch P onderdeel van de organische stof. Bij decompositie komt P weer vrij als opgelost ortho-fosfaat (PO_4) dat zich weer bindt aan de bodemdeeltjes en uiteindelijk weer beschikbaar komt voor opname door de plant (Figuur 2-23). Deze P kringloop is gesloten.

In Nederlandse minerale bodems is anorganisch fosfaat de dominante fractie. In veel gevallen is de anorganische fractie groter dan 90%. In veengronden is de organisch gebonden fractie aanzienlijk. In een serie van Nederlandse veengronden is 13 % van de totale P voorraad niet extraheerbaar met oxalaat (Giesen & Geurts, 2006b). De anorganische fractie reguleert de fosfaatconcentratie in oplossing. Adsorptie en desorptie aan minerale oppervlakken is het belangrijkste regulerende proces voor de beschikbaarheid van fosfaat.

2.4.4 Resultaten

Belangrijke processen voor regulatie biobeschikbaarheid van fosfaat

Beschikbaar fosfaat is aanwezig in een zeer dunne laag (mm) rondom plantenwortels. Door symbiose met mycorrhiza kan het opnameoppervlak van wortels sterk worden vergroot en wordt een groter deel van het bodemvolume benut. De hoeveelheid fosfaat in poriewater is te laag om een vegetatie te voorzien van fosfaat. Er is een actieve opname nodig, die een diffusiegradiënt in het poriëvocht in de rhizosfeer creëert. Deze gradiënt en bijbehorende flux kunnen enige tijd hoog blijven in gronden waar fosfaat kan worden nageleverd door afgifte vanaf de bodemdeeltjes. De biobeschikbaarheid van fosfaat is gerelateerd aan de fosfaatbuffercapaciteit van de bodemdeeltjes en de snelheid van fosfaatafgifte.

Fosfaationen hebben een grote voorkeur voor binding aan aluminium (Al) en ijzer (Fe) oxide/hydroxiden. Fosfaat reageert daarbij met oppervlaktegroepen en er ontstaat een sterke

metaalion-fosfaatbinding. Binding van H^+ aan oxide-opppervlakken maken deze oppervlakken positief in het normale pH traject van de bodem en dit bevordert de chemische binding van negatief geladen ionen zoals fosfaat. Bij toenemende binding vindt accumulatie van negatieve lading plaats in het grensvlak en dat remt verdere binding af. Dit geldt ook voor negatief geladen organische stofmoleculen. Bij binding van organische stof zal de negatieve lading van de functionele groepen ($RCOO^-$) leiden tot zekere afstoting van reeds gebonden fosfaat. Er is sprake van (elektrostatistische) competitie. Aan de andere kant zal aanvoer van positieve lading naar het grensvlak de fosfaatbinding verhogen. Bij de binding van Ca^{2+} aan het oppervlak wordt een deel van de geaccumuleerde negatieve lading geneutraliseerd waardoor extra fosfaat kan binden. Er is dus een samenspel is tussen een paar belangrijke factoren die bepalend zijn voor fosfaatbinding. De fosfaatadsorptie zal o.a. afhangen van de fosfaatconcentratie, de zuurgraad (pH), de Ca^{2+} concentratie van het poriewater, de mate van interactie van organische stof moleculen met het oxide oppervlak, en natuurlijk de hoeveelheid reactief metaal(hydr)oxide oppervlak.

Fosfaat wordt door planten en schimmels actief opgenomen waardoor er een concentratiegradiënt ontstaat. De mate waarin deze gehandhaafd kan blijven gedurende een vrij korte periode van onttrekking (maximaal enkele dagen) wordt bepaald door de nalevering door de grond. Slechts een geringe hoeveelheid fosfaat is voldoende snel beschikbaar. Deze fractie is gebonden aan de buitenzijde van nano-domeinen van Al- en Fe-oxide/hydroxiden (**extern gebonden fractie**). De grootte van deze fosfaatfractie is gekoppeld aan zowel de hoeveelheid extern oxide-opppervlak, bepaald door de fysische microstructuur van de bodemdeeltjes, en als ook de mate van belading van deze oppervlakken met fosfaat. Deze belading hangt enerzijds af van de poriewatersamenstelling en anderzijds van de hoeveelheid organische stof gebonden aan de oppervlakken. De twee belangrijkste variabelen in de oplossing zijn de fosfaat- en de calciumconcentratie. De pH heeft een ondergeschikte rol.

Het fosfaat dat aan de binnen Al- en Fe-oxide/hydroxiden is gebonden is voor planten niet direct beschikbaar en kan pas op een tijdschaal van maanden vrijkomen. Deze fractie wordt de **intern gebonden fractie** genoemd.

Vergelijking analysemethoden

Vergeleken worden de analysemethoden water-extraheerbaar fosfaat met de P_w methode, Fh-stri methode, Olsen-fosfaat P-Olsen, oxalaat extraheerbaar fosfaat (P-ox) en ammoniumlactaat extraheerbaar fosfaat (P-al). Voor bondige beschrijving van deze methoden wordt verwezen naar Tabel 2-1. Een uitgebreide beschrijving is te vinden in Bijlage 1.

De grootte van de labiele extern gebonden fractie kan gemeten worden met "infinite-sink" methoden (extractie waarbij betreffende volledige fractie wordt opgelost). Extractie met reactief ijzeroxide (ferrihydrite) aanwezig op filtreerpapier is daarvan het ultieme voorbeeld. De klassieke P_w methode is een andere variant van de "infinite-sink" methodiek. Uit de analyse van deze methode blijkt dat de P_w methode gebaseerd is op een goed definieerbaar proces, welke goed correleert met de "infinite-sink" methoden.

In de Nederlandse landbouw is de biobeschikbaarheid van fosfaat traditioneel geëvalueerd met de P_w methode (Sissingh, 1971) welke uitgebreid is getest (Van der Paauw, 1971; Van der Paauw et al., 1971). Een eigen niet-gepubliceerde studie van de biobeschikbaarheid van fosfaat met *Holcus lanatus* laat zien dat de "infinite sink" methode zeer goed (correlatie met P_w ; $r^2=0.92$) de biobeschikbaarheid kan beschrijven in gronden uit Nederlandse natuurterreinen met een grote variatie in P status. Voor een goed beschrijving is het van belang de extractiegegevens uit te drukken per volume-eenheid grond. Indien men dit achterwege laat wordt de relatie tussen beschikbaar P en opname door planten beduidend slechter beschreven, vooral indien de gronden sterk variëren in organische stof gehalte en de daarbij behorende sterke variatie in bulkdichtheid. Indien P_w wordt uitgedrukt per massa grond in plaats van volume, daalt de kwaliteit van de correlatie met de Infinite sink methode van $r^2 = 0.92$ naar $r^2 = 0.64$.

Andere methoden die de beschikbare P-voorraad trachten te meten, zoals P-Olsen, P-oxalaat, en P-Al hebben een geringere correlatie met fosfaatopnamen door planten in experimenten dan de P_w en Fh-strip methode. Ze zijn niet of in geringe mate in staat de biobeschikbaarheid fosfaat goed te beschrijven.

Voor de relatie tussen biodiversiteit en P status wordt de P-Olsen bepaling in de ecologie veel gebruikt (o.a. Ceulemans et al., 2014; Gilbert et al., 2009). Bij een extractie van 100-150 mg P /kg of meer hebben NW Europese graslanden ~5-20 plantensoorten per 4 m² (Ceulemans et al., 2014), maar bij een lagere P-status (<50 mg P /kg) kan dit oplopen tot ~ 40 per 4 m². Gilbert et al. (2009) vond in een kleinere studie een soortenrijkdom variërend met ~5- 25 soorten op 1 m² afhankelijk van de extraheerbaar met de Olsen methode variërende van 3 tot 13 mg P/kg. Verder is in het recente verleden ook de bandbreedte van de P-Olsen methode in allerlei natuurdoelen geanalyseerd (zie paragraaf 2.2 en Bijlage 1). Alhoewel de P-Olsen bepaling chemisch analytisch gezien een hybride is tussen intensiteit (snel beschikbare hoeveelheid) en capaciteit (traag beschikbare voorraad) heeft deze methode wel een goed gedocumenteerde relatie met natuurdoelen en biodiversiteit op basis van onderzoek in Nederland en elders in Europa. Op basis van onderzoek in Nederland is dat ook het geval voor de P_w methode. Voor het evalueren van de fosfaat-toestand van de bodem ten behoeve van ontwikkeling van schrale natuurdoelen zijn beide methoden vanuit ecologisch standpunt geschikt omdat ze een ecologisch referentiekader hebben.

Voor bepalen van de capaciteit van fosfaat, dat wil zeggen de voorraad die op een langere termijn (maanden) beschikbaar zijn, zijn een totaal bepaling van P met behulp van destructie (P_{totaal}) en P-oxalaat een optie. Voor beheermaatregelen ter verlaging van de P-status en beschikbaarheid, zoals afgraven of plaggen, uitmijnen van de grond door maaien, manipulatie van het waterregime en afvoeren van maaisel of door toevoegen van reactief ijzeroxide is inzicht in de P capaciteit van essentiële belang. Deze totale P capaciteit kan het beste worden bepaald door het meten van de hoeveelheid fosfaat die kan worden vrijgemaakt met de oxalaatextractie. In de praktijk van omvorming van landbouwgronden naar natuur wordt vaak een totaalbepaling toegepast. Een totaal bepaling heeft ook als voordeel dat deze niet gevoelig is voor oxidatie processen in het monster na monsternamen. Dat is wel het geval bij de P-oxalaat methode in monsters van natte bodems. Een ander nadeel van de P-oxalaat bepaling is dat deze in relatie tot de vereisten van natuurdoelen en biodiversiteit geen goede, gedocumenteerde onderbouwing heeft. Voor P-totaal zijn daarentegen wel veel referentiegegevens beschikbaar van natuurdoelen (zie paragraaf 2.2 en Bijlage 1).

Detectiegrenzen

De meeste methoden kunnen goed in het lage bereik meten en zijn daarom ook geschikt om metingen te verrichten in fosfaatarme bodems. Dat is echter niet het geval bij de P_w methode. Een nadeel van de P_w methode is dat bij een lage P-status, zoals die in natuurterreinen kan voorkomen, de fosfaatconcentraties zo laag kunnen zijn dat ze moeilijk meetbaar zijn met de conventionele analyse voor fosfaat met molybdeenblauw. Veelal ligt de detectiegrens bij deze meettechniek voor het P_w gehalte rond 21 µmol/l. Bij een zeer lage P status is de concentratie in het extract kleiner van 1 µmol/l. Metingen van de totale P concentratie in het waterextract met ICP-MS (Induced-Coupled-Plasma Massa Spectrometrie) bieden echter geen uitkomst omdat bij lage P-concentraties de relatieve bijdrage van opgelost organisch P zeer groot is. Toch kan men de P_w methode toepassen bij lage beschikbaarheid door PO₄ te meten met een aangepast analysetechniek. Bij de kleuringsbepaling van PO₄ kan men gebruik maken van een moderne capillaire "hollow fiber" techniek. Met deze techniek kan de detectielimiet worden verlaagd met een factor >10-100. Daarmee kan de detectiegrens voor het P_w gehalte op zijn minst worden verlaagd naar 2,1 µmol/l hetgeen voldoende laag is. Wanneer het nodig is om nauwkeurig in het lage meetbereik te meten kan men beter voor deze nauwkeurige analysemethode kiezen.

2.4.5 Conclusies

- De P_w methode is conceptueel een betrouwbare maat voor de biobeschikbaarheid (intensiteit).
- Voor toepassing ten behoeve van de evaluatie van geschiktheid van de bodem voor schrale natuurdoelen zijn de P_w en P-Olsen methode praktisch gezien allebei geschikt en hebben een duidelijk ecologisch referentiekader. Bij uitvoering van metingen voor fosfaatbeschikbaarheid volstaat daarom één van deze twee methode.
- De P-oxalaat extractiemethode is een goede maat voor de aanwezige voorraad van P in de bodem die beïnvloedbaar is met beheersmaatregelen. Uit praktische overwegingen kan men ook kiezen voor de P-totaal bepaling als maat voor de

capaciteit met als voordeel dat hiervoor een ecologisch referentiekader aanwezig is en bij een totaal P bepaling de kans op artefacten minder groot is.

- Bij het toepassen van de P_w methode is het van belang om rekening te houden met het gewenste meetbereik in de lage range.

Ten slotte

Eenheden voor nutriëntengehalten kunnen worden uitgedrukt in hoeveelheden per droog gewicht bodem of in hoeveelheden per bodemvolume. Omdat plantenwortels een bodemvolume exploreren voor de opname van nutriënten heeft het de voorkeur om te werken met hoeveelheden per volumebodem. In de praktijk wordt echter ook vaak gewerkt met hoeveelheden per drooggewicht bodem. Veel referenties voor nutriëntengehalten van natuurdoelen worden ook gegeven in hoeveelheden per bodemgewicht. Met uitzondering van de variabele water-extraheerbaarfosfaat (P_w) kan men ook werken met hoeveelheden per drooggewicht. Voor P_w wordt aangeraden om alleen te werken met hoeveelheden per volume bodem, omdat deze eenheid een betere relatie heeft met de fosfaatopname door de vegetatie dan hoeveelheden per drooggewicht. Verder zijn er voor het P_w gehalte in hoeveelheden per drooggewicht weinig referentiegegevens voorhanden.



Afbeelding 3. Soortenrijk Blauwgrasland op zeer fosfaatarme bodem.

Picture 3. Species-rich fen meadow on extreme phosphorus-poor soil.

2.5 Bodemvorming, decompositie en nutriëntendynamiek

2.5.1 Inleiding

Pleistocene zandgronden en Holocene duinzandgronden met korte vegetaties kenmerken zich door een relatief laag organische stofgehalte. Een strooisellaag is al dan niet aanwezig en heeft grote invloed op het functioneren van de bodem. De hoeveelheid, locatie en kwaliteit van organische stof in de bodem is bepalend voor de structuur van het bodemvoedselweb (Berg et al., 2001, Berg & Bengtsson, 2007) en is daarmee een sturende factor in de decompositie van plantenmateriaal en de mineralisatie en immobilisatie van opgeslagen nutriënten.

In deze paragraaf komt de volgende vraag aan de orde:

- Welke functionele rol speelt de bodem in natuurgebieden en landbouwgronden in de nutriëntenbeschikbaarheid?

2.5.2 Aanpak

Middels een literatuurstudie en analyse van data van bestaande experimenten worden de belangrijke processen in zandbodems beschreven ten aanzien van de ontwikkeling en het functioneren van een strooisel- en humuslaag. Belangrijk onderdeel is daarbij ook de processen die optreden bij bodemvorming en successie van het ecosysteem. In deze paragraaf wordt daarnaast een link gelegd naar met het bodemleven. In paragraaf 2.6 wordt dieper ingegaan op de invloed van functionele biodiversiteit van het bodemleven.

2.5.3 Bodemvorming

Bodemvorming wordt bepaald door interacties tussen de factoren moedermateriaal, geomorfologie, klimaat, biota en tijd. (Brady en Weil, 2002). In een gegeven regio zijn de eerste drie factoren (tamelijk) onveranderlijk en wordt de actuele bodemvorming bepaald door activiteiten van organismen en tijdsduur. In zandbodems in NW Europa spelen een drietal processen de hoofdrol:

Humusvorming

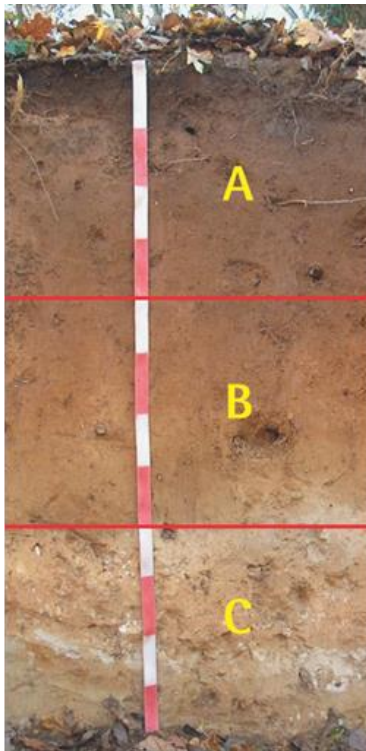
Bodemorganismen breken dode vegetatieresten (strooisel) af (decompositie) en zetten dit om in water, CO₂ en humus. Dit vindt plaats in een tamelijk dunne laag van meestal hooguit enkele dm's en deze A-horizont is door de aanwezige humus donkerder gekleurd dan de eronder liggende lagen (Figuur 2-24). Dit is de plaats waar de meeste biogeochemische processen plaatsvinden en deze laag is daarmee van overheersend belang voor planten en bodemorganismen. Deze laag bepaalt in hoge mate essentiële bodemeigenschappen als watervasthoudend vermogen, CO₂-fixatie en productie en voedselrijkdom. De ontwikkeling van een dergelijke horizont vanuit initiële minerale bodems zonder duidelijke horizonten duurt meerdere decennia.

Uitloging

Als gevolg van het neerslagoverschot is er op jaarbasis een benedenwaarts gerichte waterbeweging waarbij mineralen worden opgelost en naar beneden worden getransporteerd. Voor zover aanwezig zijn dit gemakkelijk oplosbare stoffen zoals chlorides, nitraten, sulfiden en (iets minder gemakkelijk oplosbare) carbonaten, waarbij het laatste vooral betrekking heeft op calciumcarbonaat (kalk) en geadsorbeerde metalen waaronder basische kationen. Zolang er kalk aanwezig is blijft de bodem gebufferd rond pH 8 maar zodra alle kalk is uitgeloopt treedt er verzuring op en daalt de pH.

Podzolizatie

Bij sterke uitloging gedurende lange tijd door met name humuszuren wordt tenslotte ook het ijzer uitgewassen en wordt de B-horizont grijswit van kleur. Het uitgewassen ijzer slaat samen met de humus neer op een diepte van 30-70 cm en vormt daar een inspoelingslaag. Oudere (en dikkere) lagen zijn slecht tot soms vrijwel niet doorlaatbaar voor water en kunnen tot de vorming van schijngrondwaterspiegels leiden. Zulke podzolizatie vindt plaats in zure, nutriëntenarme bodems.



Figuur 2-24. Bodemhorizonten (European Soil Bureau Network, 2005).

Figure 2-24. Soil horizons (European Soil Bureau Network, 2005)

2.5.4 Limiterende voedingsstoffen

De productiviteit van elke vegetatie wordt beperkt door één of meer beperkende factoren, in de meeste gevallen betreft dit essentiële nutriënten, in sommige situaties kan het ook een tekort aan water zijn. Hoewel theoretisch een veelheid aan elementen de groei zou kunnen beperken betreft het in (half)natuurlijke terrestrische systemen vrijwel uitsluitend de macro-nutriënten stikstof (N), fosfor (P) of Kalium (K).

Kalium speelt in zandgronden een geringe rol van betekenis omdat verwerking van zand- en kleimineralen voldoende zijn om in de betrekkelijk lage behoeftes van hogere planten te voorzien. In laag productieve vegetaties treedt daarom niet vaak K-limitatie op. In productieve vegetaties (bv in voormalige agrarische percelen die verschaald worden kan K wel de productiviteit gaan beperken). In natuurlijke vegetaties ligt dat voor N en P ligt anders. Planten hebben een tamelijk grote behoefte aan stikstof, onder andere voor de aanmaak van aminozuren en chlorofyl. De behoefte aan P is veel

kleiner, maar ook het aanbod ervan ligt in de meeste ecosystemen veel lager. In principe kunnen daarom beide nutriënten de productiviteit van de vegetatie beperken, door de veel grotere behoefte aan stikstof is dit in veel schrale ecosystemen echter meestal het beperkende nutriënt. Als gevolg van het sterk toegenomen stikstofgehalte in de atmosfeer ten gevolge van menselijke activiteiten is ook de atmosferische depositie van dit element toegenomen waardoor in bepaalde ecosystemen een verschuiving is opgetreden van stikstof naar fosfor als limiterend element voor groei (Kirkham 2001). Door dergelijke verschuivingen wordt het in toenemende mate moeilijker om in algemene zin aan te geven welk element beperkend is voor de productiviteit en moeten daadwerkelijke metingen uitkomst geven. Koerselman & Meuleman (1996) lieten zien dat de N:P ratio in levende planten een tamelijk betrouwbare indicatie geeft welk element limiterend is: bij N:P ratio's < 14 is vrijwel altijd sprake van N-limitatie, bij N:P ratio's > 16 van P-beperking, tussen 14 en 16 is sprake van colimitatie. Verandering in de beschikbaarheid van het limiterende element leidt tot een verandering in productiviteit van de vegetatie, veranderingen in de beschikbaarheid van het niet-limiterende element hebben meestal geen effect op de productiviteit. Afgezien van de reeds genoemde stikstof-depositie spelen bodemprocessen en bodemsuccesie een hoofdrol in de regulatie van N- en P- (en K-) beschikbaarheid. In bodems met weinig organische stof treedt vaak N-limitatie op als gevolg van een geringe N-mineralisatie. Door accumulatie van organische stof neemt veelal de N-mineralisatie toe (Fujita et al., 2013). In situaties waar succesie start op een humusarme bodem kan daardoor naar verloop van tijd door bodemsuccesie een verschuiving van N-limitatie naar P of N+P-colimitatie optreden.

2.5.5 Nutriëntenbeschikbaarheid onder natuurlijke omstandigheden

De nutriënten stikstof en fosfor stammen uit verschillende bronnen en gedragen zich anders in de bodem. Stikstof komt uit de atmosfeer en bereikt de bodem via depositie van minerale (meestal NH_4) en organische stikstof en via fixatie van stikstofgas (N_2). Een groot deel van deze stikstof wordt opgenomen door de vegetatie en via afbraak van strooisel gedeeltelijk vastgelegd in humus. De hoeveelheid stikstof in de bodem neemt dan ook toe met de ouderdom van het ecosysteem. Fosfor (en de meeste andere elementen) komen vooral beschikbaar door verwerking van het moedermateriaal. Dit betekent dat er in het begin van de succesie zelden sprake is van een tekort aan fosfor maar wel van stikstof terwijl dit in oude systemen omgekeerd is. Zeer oude systemen in de tropen en in Australië zijn zonder

uitzondering P-gelimiteerd, maar ook in (veel minder) oude systemen in de gematigde zone is er een trend naar P-limitatie (Wassen et al., 2005).

Vanuit de bodem wordt de beschikbaarheid van N en P tot op zekere hoogte verschillend gereguleerd. Omdat stikstof in de bodem vrijwel uitsluitend ingebouwd in humus voorkomt speelt decompositie van organisch materiaal een hoofdrol bij de regulatie van beschikbaar stikstof. Ook een deel van het fosfaat in de bodem is in humus geïncorporeerd en de beschikbaarheid hiervan wordt op dezelfde manier gereguleerd als die van N. Een ander deel komt echter voor als anorganisch P in de vorm van (slecht oplosbare) P-mineralen zoals vivianiet (Fe-fosfaat) of (beter oplosbaar) geadsorbeerd aan andere mineralen, waarbij met name amorf ijzer een belangrijke rol speelt. Zeker in nutriëntrijkere ecosystemen kan deze fractie een flink deel van de P-voorraad omvatten. De beschikbaarheid van dergelijk geadsorbeerd P wordt niet door decompositie gereguleerd maar door bodemchemische condities zoals het gehalte aan ijzer- en aluminiumhydroxiden, redox-potentiaal en calciumgehalte (zie paragraaf 2.4.4).

Op een gegeven standplaats wordt de decompositiesnelheid van organisch materiaal bepaald door de vegetatiestructuur en -samenstelling en de grootte en samenstelling van de bodemgemeenschap (Abakumov & Frouz, 2014). De vegetatiestructuur beïnvloedt het microklimaat in de toplaag door beschaduwing en zorgt daarmee voor heterogeniteit in bodemtemperatuur en bodemvochtgehalte. Deze heterogeniteit leidt op zijn beurt weer tot heterogeniteit bij de stapeling van organisch materiaal omdat het de activiteit van humus-verterende organismen beïnvloedt.

Ook de samenstelling van de vegetatie kan grote invloed hebben op de decompositiesnelheid en daarmee op de beschikbaarheid van stikstof. Met betrekking tot nutriëntenhuishouding kunnen planten in twee groepen worden verdeeld. De ene groep bestaat uit soorten die conservatief met nutriënten omgaan en proberen deze zoveel mogelijk te resorberen uit afstervende delen waardoor hun strooisel arm is aan stikstof, en dus een hoge C/N ratio heeft. Dit zijn bv heide-soorten. De andere groep bestaat uit snelgroeiende soorten die niet zuinig met nutriënten omgaan en strooisel produceren met een veel lagere C/N ratio waarbij het merendeel van de nutriënten weer in de bodem terecht komt. Veel kruiden behoren tot deze groep. Nutriënten conserverende planten zoals heidesoorten en naaldbomen groeien meestal op onvruchtbare bodems en zijn vaak wintergroen. De bladeren leven lang, hebben een hoge C/N ratio, beschermen zich tegen herbivorie door hoge lignine-, tannine en fenolen-concentraties en zijn daarmee zeer slecht afbreekbaar voor micro-organismen. Het gevolg hiervan is dat de organische laag grotendeels bestaat uit nauwelijks tot slecht afgebroken recalcitrant strooisel met een lage pH. De bodemfauna wordt gedomineerd door mesofauna en macrodetrivoren zoals pissebedden en regenwormen ontbreken vrijwel geheel. Onder dergelijke omstandigheden ligt de laag slecht-verteerde humus grotendeels op de bodem. Dit wordt een Mor-bodem genoemd (<http://hypersoil.uni-muenster.de/0/04/05.htm>)

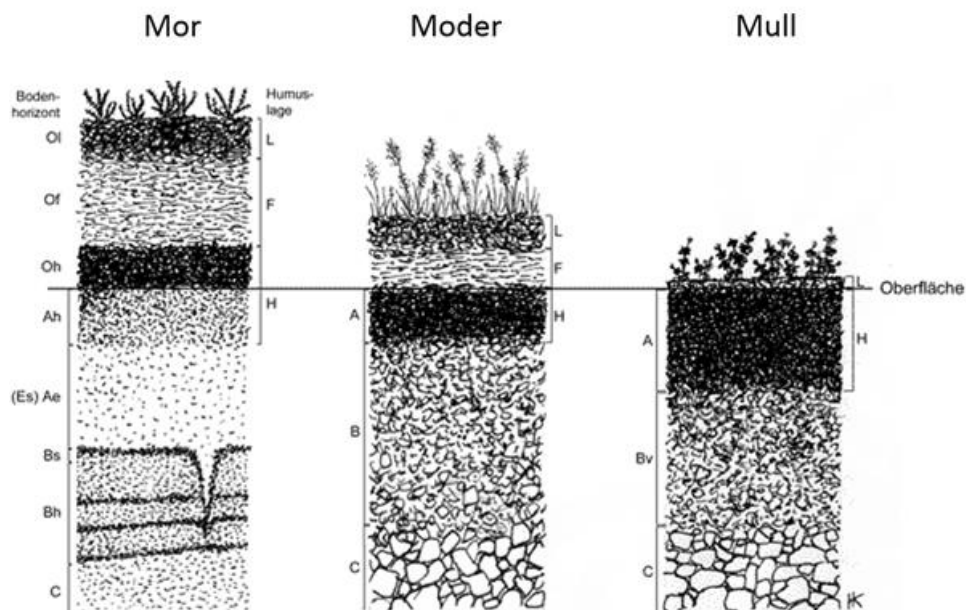
Figuur 2-25). Niet alleen is de decompositiesnelheid laag, ook bevindt zich een substantieel deel van de N in de microbiële biomassa en is daarmee niet beschikbaar voor planten; hiermee worden de beschreven processen verder versterkt. De microbiële gemeenschap bestaat in een dergelijk systeem meestal voor een groot deel uit schimmels omdat die wat beter in staat zijn dan bacteriën om organische materialen met een lage energie-inhoud zoals hout af te breken. De combinatie nutriënten-conserverende planten met recalcitrant strooisel en nutriëntenarme bodem leidt tot een sterke vorming van humuszuren die zich naar beneden bewegen en tot de vorming van een podzol bodem leiden.



<http://www.ck12.org/book/CK-12-Earth-Science-Concepts-For-Middle-School/section/9.7/>

Afbeelding 4. Bodemprofiel

Picture 4. Soil profile



<http://hypersoil.uni-muenster.de/0/04/05.htm>

Figuur 2-25. Humusvormen naar Lerch, 1991. Voor een beschrijving van mor en mull: zie de tekst, moder is een bodemtype met intermediaire eigenschappen.

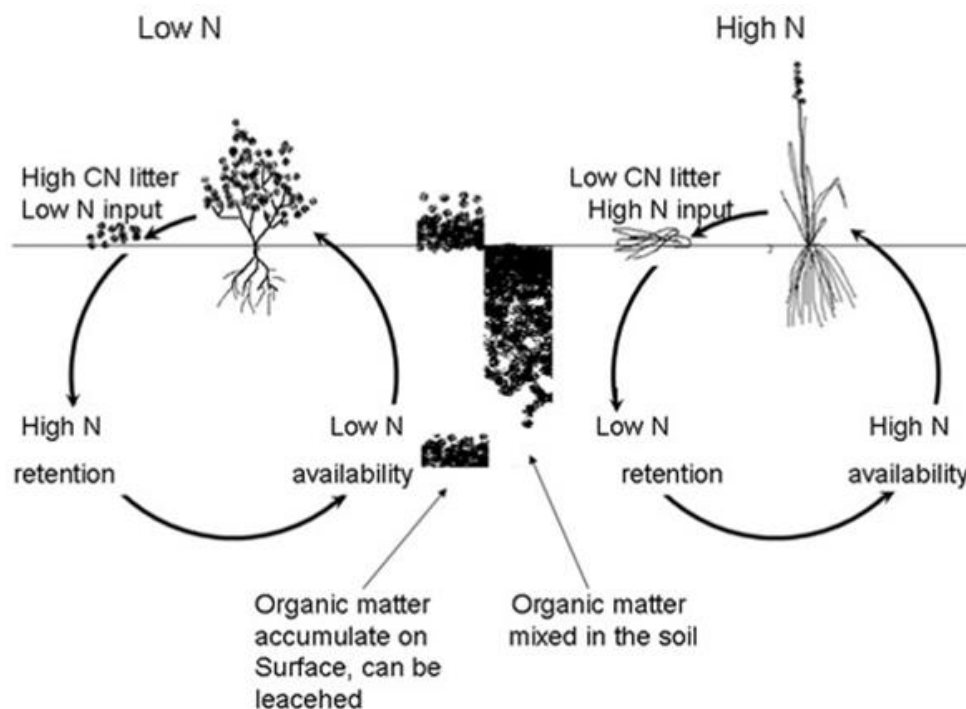
Figure 2-25. Humus forms after Lerch (1991). For a description of mor and mull: see tekst, moder is a soil type with intermediate characteristics

De situatie is volkomen anders bij gemeenschappen van snelgroeiende planten op nutriëntenrijkere bodems. In dergelijke gemeenschappen komt stikstof in eerste instantie vooral beschikbaar door fixatie van atmosferische stikstof, meestal door symbiotische bacteriën in de wortels van vlinderbloemigen en andere soorten. Stikstoffixatie is energetisch kostbaar en dergelijke planten spelen dan ook voornamelijk een rol tijdens het begin van de successie. In latere stadia wanneer de stikstofvoorraad in de bodem steeds groter wordt, worden stikstof-fixerende soorten meestal weggeconcentreerd door andere, sneller groeiende planten. Snelgroeiende planten hebben dunne, kort levende bladeren met een hoge fotosynthese capaciteit, een hoog stikstof gehalte en trekken weinig nutriënten uit afstervende delen terug. Ook investeren ze weinig in bescherming tegen herbivorie en produceren dan ook gemakkelijk afbreekbaar strooisel met een lage C/N ratio. Decompositie onder dit soort omstandigheden is snel en de bodem is zeer geschikt voor macrodetritoren die zorgen voor een sterke bioturbatie. Dit leidt tot een sterke menging van de humus met de minerale laag en een hoge nutriënten turnover. Op een dergelijke mull bodem (Ponge, 2003; <http://hypersoil.uni-muenster.de/0/04/05.htm>)

Figuur 2-25) bevindt zich zo goed als geen strooisel op de bodem, maar treedt juist een zeer goede menging van humus en mineraal materiaal op in de A-horizont. In een dergelijk systeem bestaat het overgrote deel van de microbiële gemeenschap uit bacteriën. De combinatie snelgroeiende planten met een grote input van gemakkelijk afbreekbaar strooisel in combinatie met bioturbators leidt tot een systeem waar het merendeel van de nutriënten zich in de bodem bevindt en constant een hoge nutriëntenbeschikbaarheid aanwezig is. De gevormde humus biedt daarnaast een groot sorptiecomplex waar nutriënten en basische kationen aan kunnen binden en daardoor niet snel worden uitgespoeld.

Samenvattend kan gesteld worden dat er een terugkoppelingsmechanisme bestaat tussen enerzijds bodemtype en bodemvruchtbaarheid en anderzijds vegetatiesamenstelling. Op nutriëntarme, zandige gronden komen langzaam groeiende plantensoorten voor die het grootste deel van de aanwezige nutriënten in hun biomassa opslaan en hier bovendien heel zuinig mee omgaan. Ze produceren moeilijk afbreekbaar strooisel met een hoge C/N ratio wat leidt tot een langzame omzetting en een opstapeling van organische stof op de bodem. Op voedselrijkere bodems gebeurt exact het omgekeerde. De omzetting is hier snel. Door deze verschillen in kringloopsnelheid worden verschillen in nutriëntenbeschikbaarheid veel groter

dan de verschillen in nutriëntenvoorraden. De verschillen in functioneren tussen beide typen worden in Figuur 3 weergegeven.



Figuur 2-26. Overzicht van de relatie tussen N-beschikbaarheid, planteigenschappen en bodemvorming.

Figure 2-26. Overview of the relation between N-availability, plant characteristics and soil development.

2.5.6 Veranderingen in nutriëntenbeschikbaarheid als gevolg van menselijk handelen

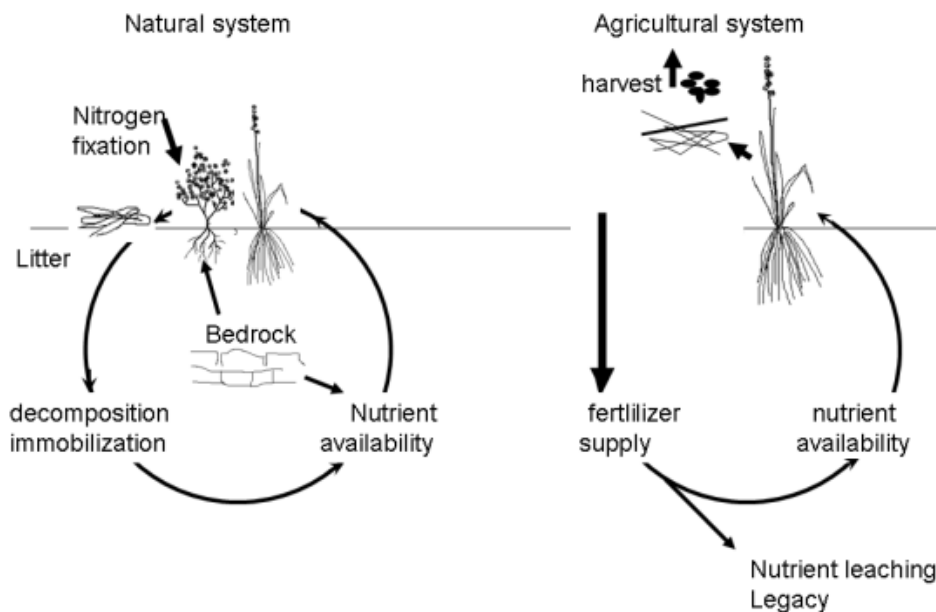
Antropogene beïnvloeding van nutriëntencycli kan tot grote veranderingen in de hiervoor beschreven relaties tussen bodem en vegetatie leiden. Relevante processen in dit opzicht zijn atmosferische depositie, landbouw en natuurontwikkeling.

Wanneer de N-beschikbaarheid in aan nutriëntenarmoede aangepaste systemen kunstmatig wordt verhoogd, bv als gevolg van atmosferische depositie, worden langzaam groeiende soorten weggeconcentreerd door sneller groeiende soorten. Dit is de belangrijkste reden waarom heiden veranderen in gras-gedomineerde systemen wanneer de N-depositie toeneemt als gevolg van menselijke activiteiten (Bobbink & Hetteling, 2011). Feitelijk betekent het een verschuiving van een arm naar een rijk systeem met bijbehorende bodemprocessen. In hoeverre dit ook heeft geleid tot verschuiven in de samenstelling en het functioneren van bodemgemeenschappen is ons niet bekend, maar lijkt aannemelijk.

Landbouwsystemen

Landbouwsystemen verschillen op meerdere punten van natuurlijke kringloopsystemen (Figuur 2-27). Allereerst wordt een significant deel van de vegetatie geoogst en daarmee een deel van de nutriënten uit het systeem verwijderd. Ook een belangrijk deel van de geproduceerde organische stof wordt verwijderd en daarmee wordt de toevoer naar de decompositiekringloop sterk beperkt. Het nutriëntenverlies wordt gecompenseerd door het toevoegen van meststoffen, maar slechts organische (stal)mest compenseert een deel van het verlies aan organische stof. Toevoegen van anorganische (kunst)mest zorgt wel voor een toename van de nutriëntenbeschikbaarheid maar niet van organische stof, of leidt zelfs tot een afname van organische stof. Ook leidt dit ertoe dat planten minder energie investeren in symbiotische relaties zoals mycorrhiza en daarmee verbreekt kunstmest de kringloop tussen planten, strooisel, bodem, bodemorganismen en nutriëntendynamiek verder (Matson et al., 1997).

Door een overmaat aan nutriënten in minerale vorm, een geringe opname capaciteit van de bodem, treedt ook sterke uitspoeling van nutriënten op. Ook het feit dat planten in monoculturen groeien draagt bij aan een verdere afname van de bodembiodiversiteit, waardoor de kans op het optreden van ziektes en plagen toeneemt. Het bestrijden hiervan met pesticiden zorgt wederom voor een verdere afname van de functionele diversiteit van het systeem. Daarnaast zorgt grondbewerking voor een toename van de hoeveelheid zuurstof in de bodem, het mengen van diverse lagen met meer of minder slecht afgebroken strooisel en een toename van de decompositie. Ook het verhogen van de pH in een verzuurde bodem door het toedienen van kalk leidt tot een toename in de afbraak van humus (Matson et al., 1997).



Figuur 2-27. Nutriëntenkringlopen in een natuurlijk en in een landbouwsysteem.

Figure 2-27. Nutrient cycling in a natural and in an agricultural system.

De antropogene toevoer van stikstof via kunstmest is op wereldschaal ongeveer even groot als de natuurlijke N-fixatie (Matson et al., 1997) en dit heeft er feitelijk voor gezorgd dat de N-toevoer naar ecosystemen is verdubbeld. Om ervoor te zorgen dat de productie niet door andere limitaties wordt beperkt worden ook de andere macronutriënten P en K op ruime schaal toegevoegd. Vooral P accumuleert sterk in bodems en kan lange tijd na beëindiging van de bemesting nog steeds tot een sterk verhoogde fosforbeschikbaarheid leiden.

Natuurontwikkeling

Natuurontwikkeling op zandige bodems is er vrijwel altijd op gericht de nutriënten-beschikbaarheid te verlagen. In het licht van het bovenstaande betekent dit allereerst dat technieken gebruikt worden om de voorraden N, P en K te verkleinen. Vooral bij P is dit een probleem omdat fosfaat weinig mobiel is en er na landbouwkundig gebruik vaak grote voorraden in de bodem achterblijven. Daarnaast is het gewenst dat de ook de beschikbaarheid aan nutriënten wordt verlaagd, bij voorkeur door de decompositie van organische stof te vertragen door een deel van de nutriënten te immobiliseren. Dit vereist een goed functionerend bodemvoedselweb en impliceert dat verarmde bodemgemeenschappen na beëindiging van landbouwkundig gebruik weer opgebouwd dienen te worden.

2.5.7 Conclusies

We trekken de volgende conclusies:

- Humusvorming heeft een grote en veelal dominerende invloed op biogeochemische processen. De humushoudende laag is daarmee van overheersend belang voor planten en bodemorganismen.

- Op locaties zonder kwel treedt uitloging van mineralen op waaronder carbonaten en basische kationen.
- In natuurlijke vegetaties zijn N en/of P vaak de macronutriënten die de productiviteit van vegetatie bepalen. Een hoge N-depositie kan N-beperking opheffen en bodemontwikkeling beïnvloeden en kan zorgen voor een verschuiving van N- naar P of N+P-colimitatie.
- In natuurlijke, nutriëntenarme ecosystemen wordt de beschikbaarheid van N en P vooral gereguleerd door decompositie en mineralisatie. Hier zijn symbiose van bacteriën met planten belangrijk voor de opname van atmosferisch stikstofgas. Mycorrhiza's spelen een grote rol bij de opname van P en deels ook N door de vegetatie. In nutriëntenrijke systemen, zoals landbouwgronden, wordt de beschikbaarheid van P sterk bepaald door de aanwezigheid van een grote anorganische pool.
- De nutriëntenbeschikbaarheid van de bodem heeft via de vegetatie een terugkoppeling op de decompositiesnelheid van plantenmateriaal. Op arme bodems domineren plantensoorten die slecht afbreekbaar zijn en dit zorgt voor de vorming van een strooisellaag op het minerale profiel (mor-bodem). In zulke bodems wordt de bodemfauna door mesofauna overheerst en zorgen van de micro-organismen vooral de schimmels voor afbraak. Veel van de N wordt in de strooisellaag vast gehouden. Op nutriëntenrijke bodems domineren planten die goed afbreekbaar zijn. Door afbraak door macrodetritivoren en bioturbatie door regenwormen ontstaat dan een organisch profiel in minerale bodem (mull-bodem) en overheersen in de microbiële gemeenschap de bacteriën. Door een geringere retentie van N is de beschikbaarheid van N voor de vegetatie groot.
- In landbouwsystemen wordt door bemesting met organische mest en kunstmest voorzien in de behoefte van macronutriënten. De overmaat aan nutriënten in minerale vorm zorgt ook dat planten minder investeren in symbiotische relaties met o.a. mycorrhiza's en zorgt voor sterke uitspoeling van nutriënten. Grondbewerking zorgt ook voor menging van bodemhorizonten en bevordert de afbraak van organische stof.
- Strategieën voor omvorming van landbouw naar natuur zijn vrijwel altijd gericht op het verkleinen van de nutriëntenvoorraden. Daarnaast kan de beschikbaarheid worden verlaagd door een trage decompositie en immobilisatie van nutriënten. Dit vereist een goed functionerend bodemvoedselweb en impliceert dat verarmde bodemgemeenschappen na beëindiging van landbouwkundig gebruik weer opgebouwd dienen te worden.



<http://kustfotografie.be/albums/23-2/1345996173-1818287622.jpg>

Afbeelding 5. Akker
Picture 5. Arable field

2.6 Soortendiversiteit en functionele diversiteit van bodemfauna en micro-organismen

2.6.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt ingegaan op de volgende vragen:

- Welke interactie treden er op tussen bodembiota en vegetatie in terrestrische bodems?
- Meer specifiek: hoe beïnvloeden bodemfauna en microflora het functioneren van de bodem toplaag en hoe werkt dat door op de vegetatie?
- Hoe werkt secundaire successie op organisch-stofarme zandbodems door op de ontwikkeling op van bodemorganismen en bodem en hoe beïnvloedt dat de ontwikkeling van de vegetatie?

2.6.2 Interactie van bodembiota met de plant

De wijze waarop planten interactie hebben met bodembiota is zeer variabel. Grofweg kunnen we twee belangrijke routes onderscheiden: een route is geassocieerd met wortels (directe effecten) en een ander route met strooisel (indirecte effecten) (Wardle et al., 2004).

Het terugkoppelsysteem van planten dat werkt via de wortels omvat directe effecten op de fysieke bodemmatrix en interacties van wortels met specifieke biota in de rhizosfeer (Bonkowski et al., 2000). Planten investeren grote hoeveelheden van assimilatieproducten in symbiotische schimmels, en dan vooral in mycorrhiza's die de plant helpen om fosfor en stikstof op te nemen in nutriëntenarme situaties. Planten zijn ook betrokken in veel andere bodeminteracties (Smith en Read, 2008). De wortels van sommige soorten, vooral vlinderbloemigen die veelal een voorkeur hebben voor basenrijke bodems, kunnen symbiotische bacteriën bevatten die atmosferische stikstof fixeren. Deze planten kunnen in sterke mate de N-voorraad in de bodem verhogen door een hoge turnover van wortels en het accumuleren van slecht-afbreekbare componenten in de organische stof van de bodem. Verder faciliteren uitscheidingsproducten van wortels een hoge dichtheid van bacteriën in de rhizosfeer, die een grote hoeveelheid nutriënten kunnen opnemen van de bodem en deze immobiliseren in de microbiële biomassa. Echter, deze nutriënten kunnen vervolgens weer vrijkomen bij mineralisatie van microben en zo beschikbaar komen voor planten, en via begrazing van microben door Protozoa, Nematoda en micro-arthropoden (Bonkowski et al., 2000). De gemeenschappen van organismen in de rhizosfeer worden bepaald door de eigenschappen van de wortels, met name door hun structuur en fysiologische eigenschappen en uitscheidingsproducten (Berg en Smalla, 2009; Buée et al., 2009). Andersom geldt dan organismen die met wortels zijn geassocieerd, in sterke mate plantengroei en als gevolg daarvan de samenstelling van plantengemeenschap gedurende de successie bepalen. Dit is vaak het geval met mycorrhiza's (Nara, 2006; Püschel et al., 2007a,b), herbivoren (Gibson & Brown, 1991; Fagan & Bishop, 2000; Roubickova et al., 2012) en andere bodembiota (DeDeyn et al., 2003). Pathogenen, herbivoren en parasieten op planten kunnen toenemen in de rhizosfeer en dan (negatieve) terugkoppelingen veroorzaken (Kardol et al., 2006) naar de plant. Deze terugkoppelingen kunnen de primaire successie van vegetaties faciliteren (DeDeyn et al., 2003). Wortels en hun geassocieerde bodembiota hebben ook grote effecten op de bodemvorming, namelijk de vorming van bodemaggregaten (Six et al., 2004) met naijleffecten op de bodembiota en plantengemeenschappen.

Indirecte effecten van plantenstrooisel vertegenwoordigt de tweede groep van interacties tussen planten en bodembiota. Deze is gerelateerd aan de toevoer van plantenstrooisel van plant naar de bodem en de effecten daarvan op de vorming van de bodemtoplaag (Ponge, 2003). Ten eerste is een strooisellaag een habitat voor veel soorten bodemorganismen. Ten tweede buffert een strooisellaag tegen meteorologische fluctuaties, bevordert het het waterhoudend vermogen en zorgt daarmee voor een meer stabiel leefmilieu. Ten derde, vormt strooisel ook een belangrijke bron voor toevoer van koolstof en elementen naar de bodem en is daarmee een bron van brandstof en nutriënten voor het bodemvoedselweb. Deze drie aspecten zijn belangrijk omdat ze ook een primaire rol vervullen in de vorming van de fysische structuur van de bodem. In geval van goed afbreekbaar strooisel wordt door de activiteit van bodemfauna, vooral macrodetrivoren, het strooisel geconsumeerd en omgezet in uitwerpselen die fijne organische bodemdeeltjes vormen. De uitwerpselen worden samen met het

gefragmenteerde strooisel gemengd met het minerale bodemmateriaal door bioturbatie van bodemfauna, vooral regenwormen. Dit resulteert in een mull-type bodemprofiel. Het strooisel beïnvloedt dus direct (voedsel voor macrodetritivoren) of indirect (voedsel voor schimmels en bacteriën voor microbivoren) (Ponge, 2003). Bodembiota die strooisel consumeren, zorgen er voor dat de strooisellaag op het minerale profiel dun blijft en voorzien daarmee planten van nutriënten. De samenstelling, abundantie en biomassa van de bodembiota bepaalt de snelheid van afbraak van organische stof, de hoeveelheid nutriënten die vrijkomen, de verdeling van organische stof door fysiek transport en menging, waterinfiltratie, vasthoudend vermogen voor water en de vorming van bodemaggregaten die van belang zijn voor de sorptiecapaciteit (Six et al., 2004). Omgekeerd hebben deze veranderingen van het bodemmilieu effect op de samenstelling van bodembiota en de snelheid van bodemprocessen (Snajdr et al., 2013). Deze factoren dragen bij aan bodemvorming en veranderen de milieu-omstandigheden voor planten (Williamson & Lawton, 1993; Scheu & Parkinson, 1994; Makulec, 2002; Ma et al., 2003; Roubickova et al., 2009). Samenvattend, plantenstrooisel en bodemorganisme zijn sterk met elkaar verweven waarbij diverse positieve en negatieve terugkoppelingen tussen planten en bodembiota werkzaam zijn.

De strooisel- en rhizosfeer interactienetwerken worden ook bepaald door de voorafgaande historie van het ecosysteem (vooral bij bodemvorming) en hebben ook met elkaar interacties (Springett and Gray, 1997). De twee hierboven beschreven routes omvatten ook enkele belangrijke mechanismen, zoals bijvoorbeeld de productie van stoffen die planten uitscheiden, interactie van planten met symbionten en pathogenen, effecten van planten op de biogeochemie, effecten op de fysische eigenschappen van de bodem en effecten op de bodemarchitectuur (aggregaten, vorming van horizonten) (Bever et al., 1997; Hamilton en Frank, 2001; Ehrenfeld et al., 2005; Jouquet et al., 2006; Gul et al., 2012; Padilla et al., 2012). Deze mechanismen kunnen afzonderlijk opereren (bv ophoping van pathogenen met een negatieve terugkoppeling naar pionierplantensoorten) of in een complexe interactie (zoals verandering van de biogeochemie en de productie van fenolen in bladstrooisel die invloed hebben op de samenstelling van bodembiota en hun activiteit, met als gevolg de vorming van bodemhorizonten). Deze interacties kunnen op verschillende tijd-ruimte schalen werkzaam zijn. Bijvoorbeeld, de meeste plantensoorten die op een plek voorkomen zijn daar actief, terwijl van de microbiële biomassa slechts een klein deel op datzelfde moment actief is en bijdraagt aan de voortdurende processen (Baldrian et al., 2012). De directe route (die van de wortels) is overheersend actief in het vegetatiegroeiseizoen, terwijl de indirecte route (die van het strooisel) vooral actief is in het najaar en de winter. De directe route wordt in het voorjaar steeds actiever, piekt in de zomer en dooft uit in de het najaar. De indirecte route is werkzaam wanneer planten in het najaar afsterven en neemt af van najaar naar voorjaar. Het effect van bodemfauna wordt geleidelijk groter wegens de tijd die nodig is voor kolonisatie van het verse strooisel. Later neemt de activiteit geleidelijk af door een afname in de hoeveelheid organisch materiaal en een afname van de kwaliteit a.g.v. afbraak door bodemorganismen (Lavelle et al., 1997). Ook hebben enkele bodemfaunagroepen een sterke seizoensdynamiek.

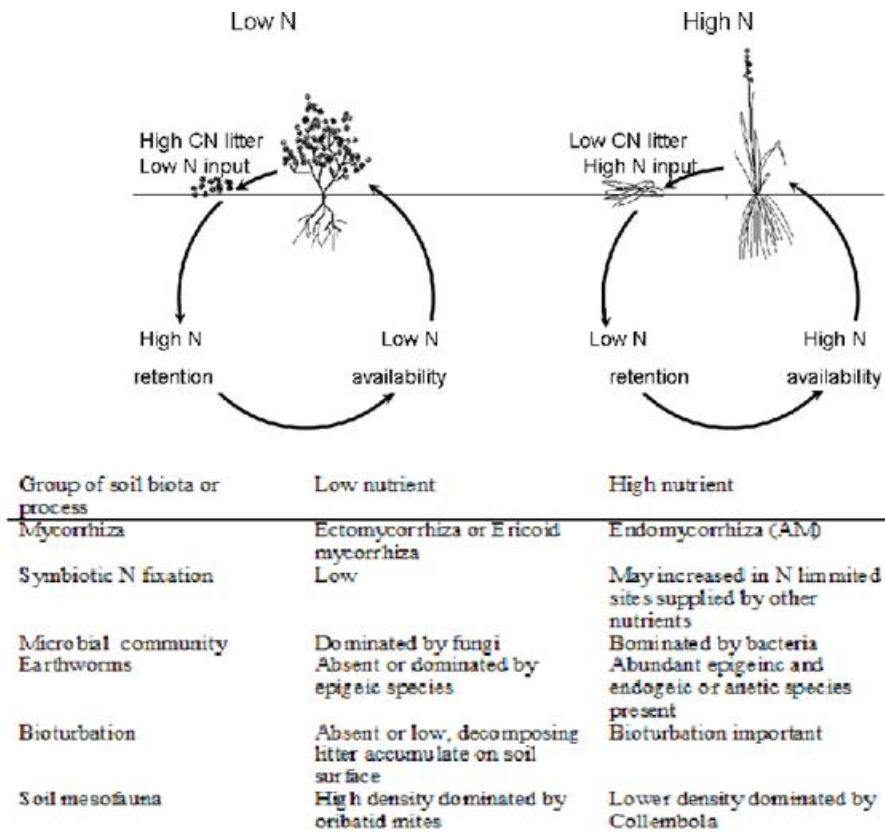
2.6.3 De relatie van functionele diversiteit van bodemfauna en micro-organismen met de nutriëntenstatus van de bodem

In de paragraaf over bodemprocessen (2.5) is al genoemd dat er een sterke relatie is tussen de nutriëntentoestand van de bodem en de eigenschappen van de aanwezige planten. In nutriëntenrijke bodems nemen planten meer nutriënten op en dat resulteert in hoger nutriëntengehalte in de bladeren en als gevolg daarvan ook hogere nutriëntengehalte in het strooisel. Nutriëntenrijk strooisel breekt sneller af. Bovendien wordt door de sterke groei bij hoge nutriëntenbeschikbaarheid ook meer lignine geproduceerd t.b.v. de structuur van planten en ook meer secundaire metabolieten zoals polyfenolen en tanninen om de planten te beschermen tegen herbivorie (Bertiller, 2006; Ordonez et al., 2009). Alhoewel deze metabolieten de strooiselafbraak afremmen, overheerst het positieve effect van een verhoogde N concentratie in het strooisel op het remmende effect van de metabolieten. Planten van nutriëntenarme bodems investeren meer in het terugnemen van nutriënten en de bescherming tegen herbivorie door een hoger gehalte aan secundaire metabolieten. Dit resulteert in een slechte strooiselkwaliteit en geringere eetbaarheid van het strooisel voor bodemfauna. Planteneigenschappen hebben dus een effect op de kwaliteit en eetbaarheid (Vos et al., 2003) en hebben daardoor een terugkoppeling op het organisch-stofgehalte en de

nutriëntenstatus van de bodem. Dit heeft zowel effect op de wortelroute als op de strooiselroute.

De interactie van wortels en mutualistische schimmels wordt gedeeltelijk bepaald door de nutriëntentoestand van de bodem. Ectomycorrhiza (ECM) of ericoïde mycorrhiza-schimmels overheersen in nutriëntenarme situaties. Daarentegen zijn arbusculaire mycorrhiza schimmels (AMF) dominanter in matig nutriëntenrijke bodems. Echter onder zeer nutriëntenrijke omstandigheden kunnen AMF ontbreken of zelfs parasitair zijn voor planten. Planten die geassocieerd zijn met AMF en onder P-arme omstandigheden groeien, kunnen vermoedelijk beter fosfaat opnemen dan zonder AMF. Planten die geassocieerd zijn met ECM of ericoïde mycorrhiza-schimmels hebben een betere toegang tot N wanneer ze onder N-arme omstandigheden groeien (Aerts, 2002). ECM worden geacht ook meer efficiënt P op te nemen uit een minder goed beschikbare voorraad en dat kan ook de reden zijn dat ze meer frequent voorkomen op nutriëntenarme bodems. Ze kunnen ook de strooiselafbraak versnellen en helpen bij het direct verkrijgen van nutriënten uit het strooisel. Deze symbiosen tussen plant en schimmel spelen een grote rol in de opname van nutriënten en water door de gastplanten, geven stress-verlichting voor de plant, en bepalen nutriëntencirculatie en ecosysteem functioneren (Smith & Read, 2008). De relatie tussen de abundantie van AMF en ECM is meestal negatief (Chilvers et al., 1987; Lodge and Wentworth, 1990). ECM fungi vervangen vaak AMF binnen het wortelsysteem van gastheren die met beiden kan zijn geassocieerd (Dhillion, 1994; Lodge, 2000). Er is weinig bekend over de invloed van ECM en AMF op ecosysteemniveau [kennislacune]. Becklin & Galen (2009) vonden voor alpine plantengemeenschappen een negatieve correlatie tussen AMF abundantie in AMF geassocieerde kruiden met ECM abundantie in de gastheer op de schaal van de wortels. Een afname van AMF abundantie en toename van ECM abundantie trad op gedurende de successie over 70 jaar in een overstromingsvlakte (Piotrowski et al., 2008). Ook de abundantie van ECM in een post-glaciaal landschap nam toe met de afstand tot de gletscher (Jumpponen, 2004). ECM en AMF lijken een verschillend effect te hebben op de interactie tussen andere organismen in de rhizosfeer (Bonkowski et al., 2000), maar er is weinig specifieke informatie beschikbaar en weten ook niet hoe die interacties beïnvloed worden door planteigenschappen en de nutriëntenrijkdom van de bodem. Recente studies suggereren dat planten secundaire metaboliëten leveren aan AMF wanneer die de plant voldoende P leveren aan de plant. De metaboliëten zouden de AMF dan beschermen tegen begrazing door microbivoren zoals Collembola (Duhamel et al., 2013). Dit zou ook verklaren waarom veel microbivoren saprofytische fungi prefereren boven AMF (Klironomos et al., 1999; Böllmann et al., 2010).

In de indirecte strooiselroute is een gradiënt aanwezig in humusvorm: tussen mor en mull humusprofielen (zie paragraaf 2.5.3). Deze gradiënt hangt samen met de hierboven beschreven verschillen in strooiselkwaliteit, bodembiota, nutriëntenbeschikbaarheid en moedermateriaal. In zandige en zure bodems met toevoer van slecht-afbreekbaar strooisel wordt een mor-type humus gevormd. Hier is bioturbatie gering door de afwezigheid van regenwormen en het strooisel mengt niet met de onderliggende minerale laag. Een groot deel van het strooisel wordt afgebroken aan de oppervlakte en de microbivoren-route en schimmel-route van het voedselweb overheerst (Berg et al., 2001). Activiteit van bodemfauna is sterker wanneer beter afbreekbaar strooisel wordt toegevoerd met een lage C:N ratio en een laag polyfenol, tannine en lignine gehalte. De dichtheid van macrodetrivoren is dan hoog en er komen regenwormen voor. Dit resulteert in een opname van een groot deel van het strooisel in de bodem en de vorming van een mull-type humus (Ponge, 2003; Frouz et al., 2007, 2008) (zie paragraaf 2.5.3). De mate van bioturbatie en de resulterende humusvorm is ook afhankelijk van de samenstelling van de bodembiota gemeenschap. Een lage C:N ratio en het mengen van de organische laag met de minerale laag bevordert een lage schimmel:bacterie ratio. Een hoge C:N ratio daarentegen en accumulatie van strooisel op het minerale profiel bevordert een hoge schimmel:bacterie ratio (Ponge, 2003; Frouz et al., 2006, 2013ab). Dit gaat ook samen met een grotere N immobilisatie bij een hoge C:N ratio en, vice versa, een lage N immobilisatie bij een lage C:N ratio. Een sterke bioturbatie verwijdert ook strooisel en andere organische horizonten en beperkt hiermee de dikte van de strooisellaag op het minerale profiel en daarmee ook de dichtheid van biota die gebonden zijn aan zulke lagen, zoals oribatid mijten en sommige Protozoa groepen (Ponge, 2003; Frouz et al., 2013ab).



Figuur 2-28. Samenstelling van de bodemgemeenschap in interactie met vegetatiesamenstelling en stikstofcyclus

Figure 2-28. Soil community composition in interaction with vegetation composition and nitrogen cycle

Regenwormen zijn functioneel sterk afwijkend van andere bodemfauna omdat ze in een bodem tunnels graven. Dit zorgt voor aggregaten en een macrostructuur, vergroot de porositeit van de bodem en bevordert bodemfauna met een kleine lichaamsomvang die zelf niet goed kunnen graven. Bovendien vergroten de graafgangen de infiltratie van regenwater en het mengen van organisch en mineraal materiaal. Dit laatste versnelt ook de bodemvorming in het minerale profiel. Abiotische condities kunnen de vestiging van regenwormen beperken, zoals een hoge zuurgraad en een hoge grondwaterstand. Onder zure omstandigheden zal een mull-type bodem niet gevormd worden en in plaats daarvan ontwikkelt zich een mor-type bodem. Daarnaast kunnen verstoorde bodems die abiotisch wel geschikt zijn (bv door afgraven) pas laat gekoloniseerd worden door regenwormen. Veel bodemfauna, waaronder regenwormen hebben een beperkte dispersiecapaciteit. Het kan daardoor jaren duren voordat effecten van bepaalde faunagroepen gaan optreden (Eijsackers, 2011).

2.6.4 Bodembiodiversiteit in agrarische en natuurlijke bodems

Agrarisch gebruik van bodems, waaronder ploegen, andere bewerkingen, drainage en bemesting verlaagt de abundantie en de soortenrijkdom van bodembiota. Er is echter een grote variatie in agrarisch landgebruik. De effecten van de gebruikelijke landbouwpraktijk zijn samengevat in Tabel 2-5. Landbouw activiteit leidt vaak tot een sterke reductie van strooisel, een laag organisch stofgehalte en daardoor een sterke reductie van de biota in de strooiselroute, zorgt voor ongunstige abiotische condities en een geringere buffering tegen extreme meteorologische situaties. De geringere toevoer van strooisel naar de minerale bodem en ploegen verlaagd de ondergrondse organische massa als bron voor ondergrondse biota. Organische stof in de bodem van natuurlijk systemen bevordert de langzame

nutriëntencirculatie in Figuur 2-28. In landbouwsystemen zorgt de grote toevoer van N, P en K voor een snelle circulatie van nutriënten en dat bevordert bacteriën en organismen die bacteriën eten. Samen met ploegen en een monocultuur van planten kan dat ook bijdragen aan een gering voorkomen van mycorrhiza's (Hedlund, 2002). Ook kan dit parasitair gedrag van arbusculaire mycorrhiza schimmels (AMF) bevorderen (Johnson et al., 1997). Energie- en nutriëntenstromen verlopen grotendeels via bacteriën (de Vries et al., 2013). Door ploegen ontbreekt een strooisellaag en de daaraan gebonden biota. Bodemcompactie door grote machines is ongunstig voor grotere bodemfauna, waaronder regenwormen die biogene structuren vormen (Paoletti, 1999ab). Ploegen vermindert AMF omdat het de hyfen-netwerken rond wortels en tussenplanten verbreekt (Douds en Miller, 1999).

Tabel 2-5. De effecten van landbouwpraktijk op bodembiota en hun milieu

Table 2-5. Effects of agricultural land use on soil biota and their environment

Component van agrarische praktijk	Fysisch effect	Effect op bodembiota
Verwijdering van biomassa	Reductie van strooisel, reductie van wortelbiomassa, minder input van organisch materiaal in de bodem, minder habitat heterogeniteit, bodemcompactie door zware machines	Onderdrukking van biota die afhankelijk zijn van strooisel
Toedienen van nutriënten	Verhoogde voorraad nutriënten in minerale vorm, sterke accumulatie anorganisch P, hoge P beschikbaarheid ongeacht de toestand van de strooisellaag, bodemcompactie door zware machines	Verschuiving van voedselweb naar hoge nutriëntenflux en bacteriën gedomineerd, afname schimmel: bacterie ratio, lagere abundantie en diversiteit van mycorrhiza fungi, sommige mycorrhiza fungi kunnen een negatief effect hebben op planten
Toedienen pesticide	Bodemcompactie door zware machines	Sterke afname abundantie en activiteit van bodemfauna (vooral nematoden), positief (energiebron) en negatief (toxisch) op microben. Lager aantal soorten
Monocultures van eenjarige	Laag aantal plantensoorten, een cohort van planten, snelle wisseling in wel en geen bodembedekking, erosie kan optreden	Lagere diversiteit mycorrhiza's, andere effecten lastig te onderscheiden van ploegen
Ploegen	Verwijderen van strooisel op de bodem, fysische storing, breken van bodemaggregaten, breken van biostructuren, bevorderen afbraak van organische stof in de bodem en daardoor laag gehalte, kan erosie veroorzaken	Afname schimmel:bacterie ratio, bevordert snelle strooiselafbraak, bacterie-gedomineerde voedselwebs, reductie van meeste bodembiota groepen, waaronder die van strooiselafhankelijk zijn, verandering soortensamenstelling bodemfauna, afname mycorrhiza's
Gebruik van machines	Bodemcompactie, breken van bodemaggregaten, breken van biostructuren, bevorderen afbraak van organische stof in de bodem en daardoor laag gehalte, kan erosie veroorzaken	Afname abundantie en soortenrijkdom van meeste bodembiota groepen, vooral van soorten met een groot lichaam (vaak ecosysteem engineers), verandering in soortensamenstelling
Drainage	Langere periode van aerobe condities, meer droogtestress in de zomer, bevorderen afbraak van organische stof in de bodem en daardoor laag gehalte	Drainage van waterverzadigde bodem bevordert in eerste instantie abundantie, biomassa van veel bodembiotagroepen, later afname van meeste bodembiotagroepen door afname van organisch materiaal in de bodem, verandering soortensamenstelling bodemfauna
Verandering patroon landschap	Minder ruimtelijke heterogeniteit, fragmentatie van natuurlijke habitats	Bodemfauna die afhankelijk is van verschillende deelhabitats voor levenscyclus nemen af en resteren in perceelranden; migratie van soorten van natuurlijke habitats wordt moeilijker

2.6.5 De rol van bodembiota biodiversiteit in ecosysteemherstel op voormalige landbouwgrond

Zoals boven is aangegeven zijn bodembiota een belangrijke component van ecosystemen. Bodembiota worden aangestuurd door de ontwikkeling van de vegetatie als gevolg van verandering van het abiotische milieu van de bodem, de effecten van bladstrooisel en uitscheidingsproducten van wortels. Vergelijking van verschillende locaties in chronosequences en experimenten, geven aan dat gemeenschappen van bodembiota zeer gevoelig zijn voor veranderingen in landgebruik en de hoeveelheid en de kwaliteit van de organische stof die de bodem bereikt (Hövmeyer, 1992; Tian et al., 1993; Lavelle et al. 1997). Successiestadia van bodembiota zijn vaak gecorreleerd met die van de vegetatie (Dunger, 1968, 1991; Tajovský, 1990; Pižl 1992, 1999, 2001; Frouz 1994, 1997ab, 2008, 2009; Strüve-Kusenber, 1981, Neutel et al., 2007). In andere gevallen gaat succesvol herstel van plantendiversiteit niet noodzakelijkerwijs samen met herstel van de ondergrondse biodiversiteit (Berg & Hemerik, 2004; Kardol et al., 2005). Zo ging bijvoorbeeld de vegetatie-ontwikkeling richting de doelvegetatie niet samen met een duidelijk patroon in de successie van macrodetrivoren (Berg & Hemerik, 2004).

Er zijn ook studies die aangeven dat bodembiota effect kunnen hebben op de ontwikkeling van plantengemeenschappen (De Deyn, 2003; Frouz et al., 2009). Vegetatie-ontwikkeling kan bijvoorbeeld beïnvloed worden door de aanwezigheid en soortensamenstelling van AMF (van der Heijden et al., 1998). Onder nutriëntenarme omstandigheden, zoals na afgraven van de bodemtoplaag op zandige bodems, kunnen sommige plantensoorten zich alleen vestigen als de juiste AMF aanwezig zijn, zodat deze planten voldoende P kunnen opnemen. Bodembiota kunnen ook de ontwikkeling van vegetatie op voormalige landbouwgronden sturen. Er is vaak waargenomen dat in de eerste jaren van de successie de vegetatie blijft steken in een bepaald, jong stadium. Experimenten suggereren dat dit wordt veroorzaakt door het ontbreken van bepaalde wortelherbivoren en pathogenen als gevolg van dispersielimitatie. Zonder zulke bodembiota blijven dominante plantensoorten een hoge bedekking houden en krijgen soorten van latere successiestadia geen kans (DeDeyn et al., 2003). De toename van wortelpathogenen in successiereksen van de droge duinen is van belang om de vitaliteit van plantensoorten in jonge successiestadia te onderdrukken (van der Putten et al., 1993). Bodembiota kunnen vegetatie-ontwikkeling daarmee op uiteenlopende wijze beïnvloeden, zowel positief als negatief, zowel direct via wortel herbivorie en bevorderende groeiomstandigheden en door de combinatie van verspreiding van herbivoren en pathogenen (Gange et al., 1991) als indirect door levering van nutriënten door afbraak van organische stof (via rhizosfeer microflora of interacties tussen bodeminvertebraten en microflora (Alphei et al., 1996; Gange en Brown, 2002; Harinikumar en Bagzaraj, 1994) en de effecten van bodemvorming met verandering van de fysische en chemische condities (Thompson et al., 1993).

Het is belangrijk om te realiseren dat vrijwel alle agrarische activiteiten genoemd in Tabel 2-5 resulteren in een verandering van de soortensamenstelling en abundantie van de bodemfauna. Dus zelfs als het agrarische gebruik niet leidt tot verandering in het aantal soorten, kan het wel het aandeel van specifieke soorten met specifieke functies drastisch veranderen. Omdat het functioneren van de bodem meer bepaald wordt door de eigenschappen van de soorten en hun relatieve abundantie dan door soortenrijkdom kunnen deze veranderingen in soortensamenstelling een groot effect hebben op de bodemkringlopen, en zelfs groter dan het effect van verlies van soorten (Heemsbergen et al., 2004).

2.6.6 Conclusies

We trekken de volgende conclusies:

- Vegetatie werkt via twee routes door op het bodemleven. De directe route via de *wortels* en een indirecte route via *strooisel*.
- In de *wortel-route* investeren planten een groot deel van hun assimilatieproducten in symbiotische schimmels, en dan vooral in mycorrhiza's die de plant helpen om fosfor en stikstof op te nemen in nutriëntenarme situaties. De wortels van sommige soorten, vooral vlinderbloemigen kunnen symbiotische bacteriën bevatten die atmosferische stikstof fixeren. De gemeenschappen van organismen in de rhizosfeer worden bepaald door de eigenschappen van de wortels en de stoffen die zij uitscheiden. Andersom

geldt dat organismen die met wortels zijn geassocieerd, de groei van planten door bijvoorbeeld wortelvraat beïnvloeden en daarmee de samenstelling van plantengemeenschappen gedurende de successie.

- De *strooisel-route* is gerelateerd aan de toevoer van plantenstrooisel naar de bodem en de effecten daarvan op de vorming van de bodemtoplaag. De strooisellaag is een habitat voor veel soorten bodemorganismen en buffert de bodem tegen meteorologische fluctuaties en vormt een belangrijke bron voor toevoer van koolstof en nutriënten naar de bodem en daarmee voor het bodemvoedselweb. De activiteit van bodemfauna is sterker wanneer beter afbreekbaar strooisel met een lage C:N ratio wordt toegevoerd en een laag gehalte van stoffen die de afbraak remmen, zoals secundaire plantenstoffen. De dichtheid van macrodetritivoren is dan hoog en resulteert in een opname van een groot deel van het strooisel in de bodem en de vorming van een mull-type humus. Dit bevordert een lage schimmel:bacterie ratio in de minerale bodemlaag. Planten van nutriëntenarme bodems daarentegen investeren meer in het terugnemen van nutriënten en de bescherming tegen herbivorie door een hoger gehalte aan secundaire metabolieten. Dit resulteert in moeilijker afbreekbaar strooisel met een hogere C:N ratio, een lagere verteerbaarheid van het strooisel voor bodemfauna en accumulatie van strooisel op de minerale laag (mor-bodems). Dit bevordert een hoge schimmel:bacterie ratio, een groot aandeel van oribatide mijten en sommige Protozoa groepen in de strooisellaag.
- De interacties van de wortel- en strooiselroute worden medebepaald door de voorafgaande historie van het ecosysteem (vooral bij bodemvorming).
- Regenwormen zijn functioneel sterk afwijkend van andere fauna omdat ze in de bodem tunnels graven. Dit zorgt voor een macrostructuur, vorming van aggregaten en vergroot de porositeit van de bodem en bevordert bodemfauna met een kleine lichaamsomvang.
- De interactie van wortels en symbiotische schimmels die de nutriëntenopname voor planten bevorderen wordt gedeeltelijk bepaald door de nutriëntentoestand van de bodem. Ectomycorrhiza (ECM) of ericoïde mycorrhiza-schimmels overheersen in nutriëntenarme situaties. Daarentegen zijn arbusculaire mycorrhiza schimmels (AMF) dominanter in matig nutriëntenrijke bodems. Echter onder zeer nutriëntenrijke omstandigheden kunnen AMF ontbreken of zelfs parasitair zijn voor planten. ECM en AMF lijken een verschillend effect te hebben op de interactie van andere organismen in de rhizosfeer, maar er is weinig specifieke informatie beschikbaar en we weten ook niet hoe die interacties beïnvloed worden door planteigenschappen en de nutriëntenrijkdom van de bodem.
- Agrarisch gebruik en bewerking van de bodem, waaronder ploegen, andere bewerkingen, drainage en bemesting verlaagt de abundantie, soortenrijkdom en de samenstelling van bodembiota. De verandering in het relatieve aandeel van soortgroepen heeft grote gevolgen voor het functioneren van de bodem. Landbouw leidt vaak tot een sterke reductie van strooisel en daardoor een sterke reductie van de biota van de strooiselroute. De geringere toevoer van strooisel naar de minerale bodem en ploegen verlaagt de ondergrondse biomassa als bron voor ondergrondse biota. In landbouwsystemen zorgt de grote toevoer van N, P en K voor een snelle circulatie van nutriënten en stimuleert bacteriën en organismen die bacteriën eten. Ploegen en een monocultuur van planten zorgt ook voor een gering voorkomen van mycorrhiza's en kan parasitair gedrag van AMF bevorderen.
- Gemeenschappen van bodembiota zijn zeer gevoelig voor veranderingen in landgebruik en de hoeveelheid en de kwaliteit van de organische stof die de bodem bereikt. Successiestadia van bodembiota zijn vaak gecorreleerd met die van de vegetatie, maar succesvol herstel van plantendiversiteit gaat altijd samen met herstel van de ondergrondse biodiversiteit. Anderzijds kunnen bodembiota effect hebben op de ontwikkeling van plantengemeenschappen door de aan- of afwezigheid van de juiste AMF en van bodembiota (wortelherbivoren en parasieten) die overheersende plantensoorten van jonge successiestadia onderdrukken. Ook heeft het bodemleven indirecte invloed op de vegetatie door levering van nutriënten a.g.v. afbraak van organische stof en door verandering van de fysische en chemische bodemeigenschappen.

2.7 Basenchemie

2.7.1 Inleiding

Ook de basentoestand in voormalige landbouwgronden kan van belang voor zijn voor het ontwikkelen van natuurdoelen. Ten opzichte van sterk verzuurde en uitgeloogde zandgronden in natuurgebieden zijn landbouwgronden door bekalking relatief basenrijk en bieden daardoor kansen voor het ontwikkelen van habitattypen die een relatief hoge zuurgraad en basenrijkdom vergen. Anderzijds kan de pH te hoog zijn voor basenarme natuurtypen die worden nagesteefd. Vaak grijpen ten behoeve van natuurontwikkeling uitgevoerde maatregelen ook in op de basenhuishouding (bv verwijdering van basenbuffercapaciteit in de toplaag die met afgraven wordt verwijderd of dagzomen van een basenrijke laag na afgraven) en kunnen ook de verzuringscapaciteit van de bodemtoplaag veranderen (bv verzuring van de toplaag door dagzomen van een sulfidenrijke laag). Daarnaast kan ook door de opbouw van organische stof na herinrichting verzuring optreden (Aggenbach & Jansen, 2004). Met verschrallingsbeheer kan een aanzienlijk deel van de basenvoorraad worden afgevoerd met het maaisel. In herstelprojecten op voormalige landbouwpercelen in het duin- en kustlandschap zijn verschillen in kalkprofiel en zeer bepalend voor de herstellpotenties. De potenties voor natuurdoelen worden daarom mede bepaald door ontwikkeling van de basenhuishouding.

De volgende vragen worden behandeld:

- Hoe verhoudt basenhuishouding in landbouwgronden tot de randvoorwaarden van doelen?
- Hoe beïnvloedt accumulatie van organische stof tijdens secundaire successie de basenhuishouding?

2.7.2 Aanpak

Literatuur en databestanden zijn geanalyseerd met betrekking tot de basenhuishouding. Daarbij vergelijken we gemeten waarden in voormalige landbouwgronden vergeleken met de randvoorwaarden van vegetatietypen op basis van een refentiedataset en ook gekeken naar de invloed van bodemontwikkeling en beheer op trends in pH en basenvoorraad.

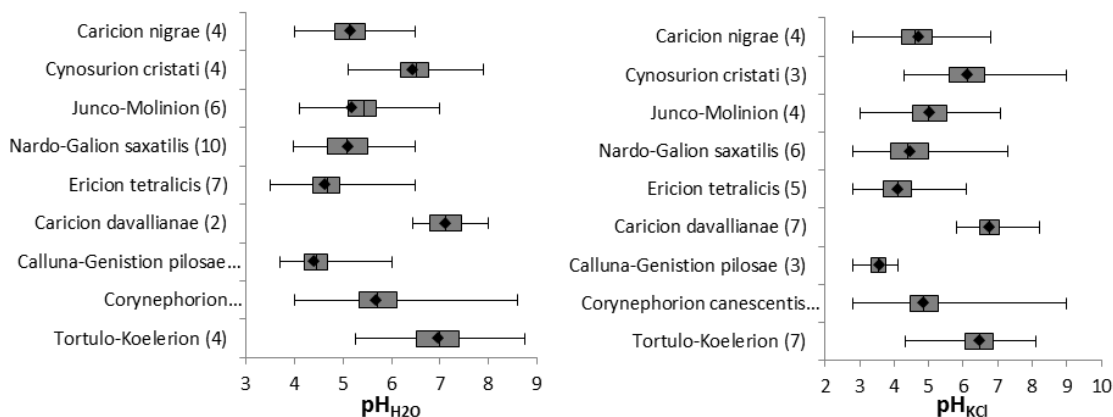
Uit bestaande studies van voormalige landbouwgronden op zandgrond, hebben we waardes voor pH, bodem organische stof, uitwisselbaar basische kationen, en totaal Ca bepaald. Weijters et al. (2015) onderzochten voormalige landbouwgronden na ontgronden van 30-40cm in Noordenveld (na inrichting onder natte en droge omstandigheden). De studie van Weijters et al. (2005) bestaat uit 27 locaties in Elsenerbeek, waarvan 4 locaties zijn uitgesloten van onze analyse waarin kleilaag of veenlagen zijn aangetroffen. Giesen & Geurts (2007) bemonsterden agrarische graslanden in de Achterhoek en het Voltherbroek. De monsterlocaties zijn naar bodemtype geclassificeerd waarbij alleen meetpunten van beekeerd- en gooreerdgronden met data van basenchemie zijn geselecteerd. Monitoringdata van de basenchemie van natuurlijke en voormalige agrarische graslanden na plagen of graven uit Twente en de Middelduinen zijn ook gebruikt (Aggenbach & Jansen, 2004). Hier gebruiken we de data van de vroegste jaar na de maatregelen (meestal enkele jaren). Daarnaast is ook de bodemchemie van natuurlijke duingraslanden in Luchterduinen (Fujita et al., 2015) genomen als referentie.

2.7.3 Resultaten

Zuurgraad en organisch-stofgehalte van de bodem voor natuurdoelen

In Figuur 2-29 worden de grenzen aangegeven voor pH-H₂O en pH-KCl van natuurdoelen. Natuurdoelen zoals kalkrijke grijze duinen (Tortulo-Koelerion en Polygalo-Koelerion) en kleine zeggenvetaties behorende tot het verbond Caricion davallianae komen voor bij een hoge pH-H₂O. Ook kamgrasweiden (Cynosurion cristati) komen voor bij een relatief hoge pH. Aan het andere eind van het spectrum worden natuurdoelen als droge heiden (Calluno-Genistion pilosae) en natte heiden (Ericion tetralicis) aangetroffen, met een gemiddelde pH-H₂O tussen de 4 en 5. Kalkarme grijze duinen (Corynephorion canescentis en Plantagini-Festucion),

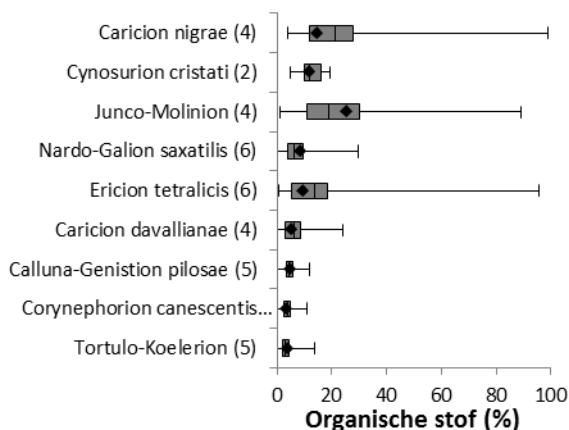
blauwgraslanden (Junco-Molinion), heischrale graslanden (Nardo-Galion saxatilis) en zwarte zeggenvegetaties (Caricion nigrae) liggen in het middentraject met een gemiddelde pH-H₂O van 4.5-6. De pH-KCl laat een vergelijkbaar patroon zien.



Figuur 2-29. pH-H₂O en pH-KCl voor natuurdoelen. Het 0.25 en 0.75 percentiel wordt weergegeven door een grijze balk, minima en maxima door whiskers. De punt geeft het gemiddelde weer.

Figure 2-29. pH-H₂O and pH-KCl for nature targets. The grey bar indicates the 0.25 and 0.75 percentile, minima and maxima are given by whiskers. The average is indicated by the dot.

In Figuur 2-30 worden de grenzen aangegeven voor het organische stofgehalte van natuurdoelen. Het Caricion nigrae, Cynosurion cristati en Junco-Molinion hebben hoge waarden voor gemiddelde organisch stofgehalte, 0.25- en 0.75 percentiel. Daarna volgen het Nardo-Galion, Ericion tetralicis en Caricion davallianae. Lage gemiddelde en 0.75 percentiel waarden voor organische stof treden op bij het Calluna-Genistion, Corynephorion en Tortulo-Koelerion. Grote variatie met hoge uitschieters komen voor bij enkele natte natuurdoelen.



Figuur 2-30: Organische-stofgehalte voor natuurdoelen. Het 0.25 en 0.75 percentiel wordt weergegeven door een grijze balk, minima en maxima door whiskers. De punt geeft het gemiddelde weer.

Figure 2-30. Organic matter content for nature targets. The grey bar indicates the 0.25 and 0.75 percentile, minima and maxima are given by whiskers. The average is indicated by a dot.

Bodemzuurgraad in landbouwpercelen

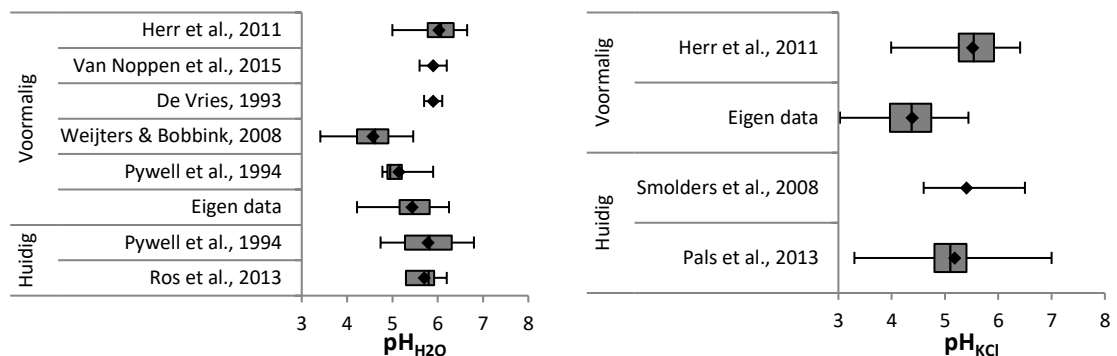
Productieve landbouwgewassen hebben een voorkeur voor een neutrale tot licht zure bodem. De optimale pH van de bodem wordt bepaald door de bodemtextuur en het bodemgebruik. Voor een akkerbouw ligt de streefwaarde van de pH-KCl tussen de 4.8 en 6.6, afhankelijk van textuur en het organisch stof gehalte. Over het algemeen geldt: hoe hoger het zand- en organisch stofgehalte, hoe lager de streefwaarde van de pH is (Reubens et al., 2010).

Groenten hebben de voorkeur voor een iets hogere pH-KCl, tussen de 5.3 en 6.9 (voor extract van 1M KCl met massa verhouding bodem/KCl 1:2) of 5.0-5.5 (voor extract 1M KCl met massaverhouding bodem/KCl 1:5) (Reubens et al., 2010). Bemesting en het onttrekken van basische kationen door het oogsten van gewas leidt tot uitputting van de zuurbuftercapaciteit. Om de pH op peil te houden worden agrarische percelen daarom vaak bekalkt.

In Figuur 2-31 staan referenties voor de zuurgraad in kalkarme bodems van nog in gebruik zijnde landbouwgronden en voormalige landbouwgronden. De meeste landbouwgronden hebben een pH-H₂O in de range van 5.5 tot 6.5 aangetroffen. In voormalige landbouwgronden is de range groter: voor pH-H₂O 3.4-6.2 en voor pH-KCl 4.0-6.5. De laagste pH-waarden in voormalige landbouwgronden betreft locaties in voormalig heidelandschap. Zulke lage waarde hangen ook samen met geen of gering belkalking. Veel landbouwbodems op kalkarme zandbodems van de hogere zandgronden hebben een totaal-calcium gehalte < 40 mmol/kg DW (Smolders et al., 2008).

De pH van de meeste (voormalige) landbouwgronden op kalkarme bodem ligt het intermediaire bereik en komt overeen met de grenzen van het Caricion nigrae, Nardo-Galion, Junco-Molinion en Cynosurion. Op de meest basenarmere, veelal voormalige landbouwgronden ligt de pH in het bereik van Calluno-Genistion en Ericion tetrlicis.

Metingen in kalkrijke zandbodems van (voormalige) landbouwpercelen zijn niet meegenomen in Figuur 2-31. Naar verwachting zal in bodems met kalk in de toplaag de pH in een hoger bereik liggen dan de besproken referenties met alleen metingen in kalkloze bodems. De pH range ligt daarbij naar verwachting in het bereik van de basenrijke doelen.



Figuur 2-31: Zuurgraad (pH-H₂O en pH-KCl) in de toplaag in landbouwpercelen en voormalige landbouwpercelen. Het 0.25 en 0.75 percentiel wordt weergegeven door een grijze balk, minima en maxima door whiskers. De punt geeft het gemiddelde weer.

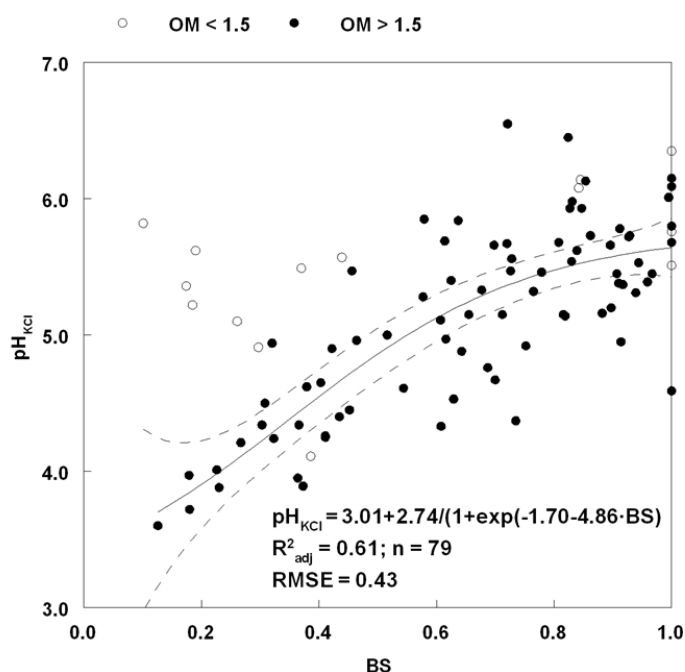
Figure 2-31. pH-H₂O and pH-KCl in the top layer of actual and former agricultural fields. The grey bar indicates the 0.25 and 0.75 percentile, minima and maxima are given by whiskers. The average is indicated by the dot.

Basenchemie in voormalige landbouwgronden en natuurlijke vegetatie

Bij natuurdoelen die voorkomen bij een relatief hoge of intermediaire pH wordt de zuurgraad in belangrijke mate gebufferd door kalk (indien kalk aanwezig is) en door kationuitwisseling. In kalkarme bodems is dus het kationuitwisseling het voornaamste bufferproces. In zandige en lemige bodems bepaalt vooral het organisch stofgehalte cq. de organisch stofvoorraad in de bodemtoplaag de kationadsorptiecapaciteit (Blume et al., 2010; Mowbray & Schlesinger, 1988). Het organisch stof heeft negatief geladen sites waaraan positief geladen kationen kunnen adsorberen. Bij desorptie van Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ en K⁺ en adsorbtie van H⁺ wordt de pH verhoogd. Deze kationuitwisseling kan daarom bij zuurvorming of zuurtoevoer de zuurgraad van de bodem bufferen. Hoe groter de geadsorbeerde voorraad aan basische kationen (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ en K⁺) hoe groter de zuurbuftercapaciteit van de bodem is. Deze wordt uitgedrukt in de hoeveelheid lading per massa bodem (meq/kg) In zandige bodems speelt daarom de organische stofvoorraad een belangrijke rol in de zuurbuftercapaciteit. Hoe meer organische stof aanwezig is hoe groter de zuurbuftercapaciteit kan zijn. Sterk

gehumificeerd organisch materiaal heeft een maximale kationadsorptiecapaciteit van ca. 3000 meq/kg (Appelo & Postma, 2005; Blume et al., 2010; Van Wesemael, 1992).

De zuurbuffercapaciteit wordt niet alleen bepaald door de kationadsorptiecapaciteit, maar ook de basenverzadiging. De basenverzadiging is de ratio van de som van basische kationen en de kationadsorptiecapaciteit (eq/eq). Hoe lager de basenverzadiging, hoe lager de zuurbuffercapaciteit is. De basenverzadiging vertoont ook een sterke relatie met de pH (Figuur 2-32). De meting van basenverzadiging is lastig door analytische problemen bij de bepaling van zowel de hoeveelheid geadsorbeerde H^+ en kationadsorptiecapaciteit. Een pragmatische oplossing om deze problemen te ontwijken is om als maat voor basenverzadiging de ratio van basische kationen en de hoeveelheid organisch stof te nemen. Een basenverzadiging van 1 eq/eq komt dan overeen met de eerder genoemde maximale CEC van 3000 meq/kg organische stof.



Figuur 2-32. De relatie tussen zuurgraad (pH-KCl) en basenverzadiging (BS) in de toplaag van grondwaterafhankelijke zandbodems (ongepubl. data Aggenbach). Punten met een open bolletje hebben een laag organisch stofgehalte (OM < 1.5%) en deze wijken veelal af van het algemene patroon door artefacten in de meting van de basenverzadiging.

Figure 2-32. The relation between pH-KCl and base saturation BS in the top layer of sandy soils not affected by groundwater (unpubl. Data Aggenbach). Points with an organic matter content < 1.5% (open circles) deviate from the general pattern because of artefacts in base saturation measurements.

Figuur 2-32 laat organisch-stofgehalte en basenrijkdom van de bodemtoplaag zien voor situaties op voormalige landbouwgrond en natuurlijke duingraslanden. De stippellijn geeft de combinatie van organische-stofgehalte en basenrijkdom waarbij het kationadsorptiecomplex van de organische volledig met is met basische kationen (basenverzadiging van 100%). Diverse locaties op afgegraven voormalige landbouwgrond hebben een lage basenverzadiging, bijvoorbeeld locaties op gooreergronden, bekeergronden en kalkarme locaties zonder kwel. Ook binnenduinlocaties uit een duinzone die tijdens de successie snel ontkalkt hebben een lage basenverzadiging. Locaties met een kalkhoudende bodem hebben een veel hogere basenverzadiging tot bijna 100%. Dit geldt ook voor een deel van de kalkarme locaties met sterke kwel van basenrijk grondwater. Een deel van zulke locaties heeft echter een intermediaire basenverzadiging evenals duinlocaties uit een duinzone die gedurende de successie langzaam ontkalken.

Door verandering in de organisch-stofvoorraad kan de basenverzadiging en daarmee de zuurbuffering veranderen. Op afgegraven bodems is het organisch-stofgehalte in het begin over het algemeen laag en neemt tijdens de successie toe, meestal duurt dit meerdere decennia. Met de toename van de organische stof neemt ook de kationadsorptiecapaciteit toe en om een hoge basenverzadiging te handhaven is een aanvoer van basische kationen nodig die minstens gelijk is aan deze toename. Deze aanvoer kan extern optreden door kwel van basenrijk grondwater of intern door oplossing van ter plekke aanwezige kalk wanneer dat aanwezig is. Situaties met basenrijke kwel en/of kalkrijke bodems vertonen een ontwikkelings-traject dat door pijl 1 wordt aangegeven. Wanneer de aanvoer van basische kationen door kwel gering is of de bodem vrij snel ontkalkt treedt een ontwikkeling op die met pijl 2 wordt aangeduid. Is de aanvoer van basen gering dan treedt de ontwikkeling met pijl 3 op en wordt de basenverzadiging laag en daalt de pH sterk. Bij afbraak van organische stof bv. na plaggen waarbij organische stof achterblijft, kan een ontwikkeling optreden die met de pijlen 4 wordt aangeduid. Door verkleining van het kationadsorbtiecomplex nemen de basenverzadiging en de pH toe, zeker in het geval van een uitgangssituatie een relatief lage basenverzadiging. Een dergelijke afbraakfase wordt echter altijd gevolgd door een fase van accumulatie als gevolg van bodemontwikkeling. Wanneer dat gepaard gaat met de ontwikkelingstrajecten 2 en 3 treedt verzuring op en is een hoge basenverzadiging en pH vlak na plaggen en afgraven een tijdelijk fenomeen.

2.7.4 Conclusies

We concluderen het volgende:

- Natuurdoelen van zowel droge als nattere omstandigheden bestrijken een brede range van bodem-pH en organisch-stofgehalte.
- Landbouwgronden en voormalige landbouwgronden op kalkarme bodems bestrijken een zuurgraadrange van zuur tot neutraal (pH-H₂O 3.5-7.0). De hogere pH waarden hangen vaak samen met bekalking. De laagste pH waarden treden op in voormalige landbouwgronden op de hogere zandgronden.
- De pH van de meeste (voormalige) landbouwgronden op kalkarme bodem ligt in het intermediaire bereik en komt overeen met de ranges van het Caricion nigrae, Nardo-Galion, Junco-Molinion en Cynosurion maar is te hoog voor het Calluno-Genistion en Ericion tetralicis. Bij de meest basenarme, veelal voormalige landbouwgronden ligt de pH binnen het bereik van Calluno-Genistion en Ericion tetralicis. Op voormalige kalkrijke landbouwbodems ligt de pH in de range van het Caricion davallianae en basenminnende duingraslanden.
- In zandbodems is de hoeveelheid organische stof sterk bepalend voor de kationadsorptiecapaciteit en daarmee voor de zuurgraadbuffering door kationuitwisseling. De accumulatie van organische stof en daarmee toename van de kationadsorptiecapaciteit met de tijd heeft grote invloed op de basenhuishouding van de bodemtoplaag. In geval van geen of geringe aanvoer van basische kationen treedt verzuring op. Wanneer de bodem kalk bevat of veel aanvoer heeft van basische kationen blijft de pH hoog. Tijdelijke afbraak van organische stof kan de basenverzadiging en pH verhogen.
- De combinatie zuurbuffercapaciteit, zuurbufferende processen (aanwezigheid van kalk, aanvoer van basen door kwel) en de snelheid van organisch-stofaccumulatie is sterk bepalend voor de ontwikkelingsmogelijkheden van natuurdoelen.

Figuur 2-33. Bodem organische stof SOM in relatie tot uitwisselbare basische kationen BC. De stippellijn geeft de maximaal uitwisselingscapaciteit van sterk gehumificeerde organische stof. Verdere uitleg: zie tekst.

Legenda:

kwel+ = locatie met kwel

kwel- = locatie zonder kwel

kalk+ = kalkhoudende bodem

kalk- = kalkarme bodem

Pijl 1: bodemontwikkeling onder kalkrijke condities

Pijl 2: bodemontwikkeling bij (te) geringe toevoer van kalk en/of basen

Pijl 3: bodemontwikkeling zonder toevoer van kalk en/of basen

Pijl 4: bodemontwikkeling bij afbraak van organische stof

Figure 2-33. Soil organic matter SOM in relation to exchangeable basic cations BC. The dotted line indicates the maximum exchange capacity of strongly humified organic matter. Further explanation: see text.

Legend:

Kwel+ = location with exfiltration

Kwel - = location without exfiltration

Kalk + = location with free chalk

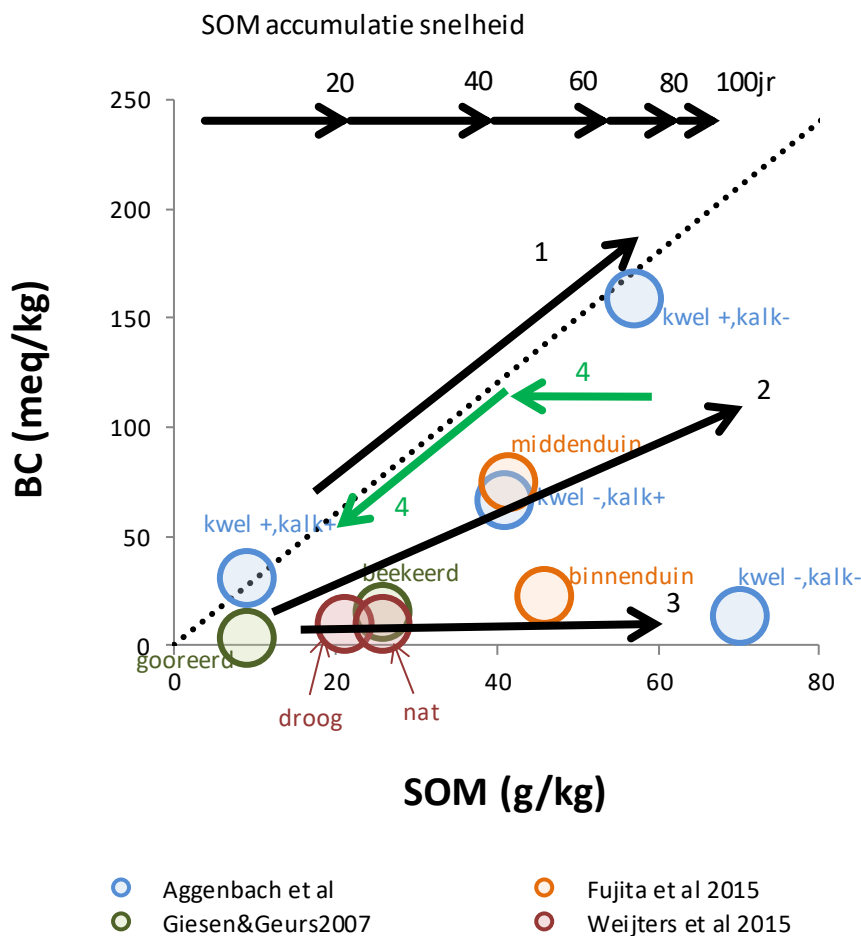
Kalk - = location without free chalk

Arrow 1: soil development under calcareous conditions

Arrow 2: soil development under (too) low supply of chalk and/or bases

Arrow 3: soil development without supply of chalk and/or bases

Arrow 4: soil development under conditions of decomposition of organic matter



2.8 Ecologie van zaadbanken

2.8.1 Inleiding

De kieming van planten uit zaad is een belangrijke factor bij vegetatieherstel. In bodems van voormalige landbouwpercelen vormt de gebrekkige aanwezigheid van doelsoorten in de zaadbank in veel gevallen een probleem, dit in tegenstelling tot natuurlijke ecosystemen waar doelsoorten meestal wel beter vertegenwoordigd zijn. De vestiging van doelsoorten op voormalige landbouwgronden vindt daarom vaak plaats vanuit bronpopulaties in de omgeving of eventueel vanuit de zaadbank van oude, begraven bodems. De soortensamenstelling van een zich herstellende vegetatie wordt echter in hoge mate bepaald door de levensduur van zaden in zo'n zaadbank. Oudere zaadbanken bevatten slechts soorten met zgn. persistente zaden en een vegetatie die zich daaruit ontwikkelt verschilt vaak sterk van die van het natuurdoel, ook al was dat vroeger op dezelfde plaats aanwezig.

In deze paragraaf worden de factoren beschouwd die een rol spelen bij succesvolle vestiging door kieming vanuit de zaadbank in voormalige landbouwgronden. De volgende vragen worden beantwoord:

- In hoeverre hebben zaden van doelplantensoorten karakteristieken (m.n. levensduur van zaden) die succesvolle vestiging vanuit de zaadbank beperken?
- Voor welke natuurdoelen is er een lage c.q. hoge kans voor vestiging op basis van karakteristieken van de zaadbank?
- Welke andere factoren en processen beïnvloeden succesvol herstel uit de zaadbank in voormalige landbouwgronden?

2.8.2 Aanpak

Veertien natuurdoelen zijn nader geanalyseerd (Tabel 1). Per natuurdoel zijn alle soorten geïdentificeerd op basis van de trouw aan de associaties die behoren tot de natuurdoelen. Deze trouwgraden zijn afkomstig uit SynBioSys en gebaseerd op de opnamenset van De Vegetatie van Nederland. Alleen soorten met een duidelijke voorkeur voor één of enkele vegetatietypen zijn geselecteerd terwijl algemene soorten met een breed plantensociologisch spectrum juist zijn uitgesloten. Een soort is geselecteerd indien de trouwgraad groter is dan 5 %. Voor sommige soorten die alleen een trouwgraad hebben van minder dan 5 % is de soort toebedeeld aan het doel waarin ze de hoogste trouwgraad had.

Bijlage 4 geeft een overzicht van de geselecteerde doelsoorten per natuurdoel.

Vervolgens is de overlevingsduur van de zaden van de doelsoorten opgezocht in een database van planten soorten in Noordwest-Europa (Thompson et al., 1997). In deze database is per plantensoort de (over)levensduur van zaad in de bodem als volgt geclassificeerd:

- Transiënt: < 1 j
- Korte-termijn persistent: 1-4 j
- Lange-termijn persistent: > 4 j

De database bevat voor veel soorten records met indicaties voor meerdere zaad-overlevingsklassen. Om deze reden wordt voor elke soort de 'zaad levensduurindex' ('seed longevity index'; SLI) conform Bekker et al. (1998a) gebruikt:

$$SLI = \frac{\text{short_term} + \text{long_term persistent records}}{\text{transient} + \text{short_term} + \text{long_term persistent records}}$$

Een SLI van 0 betekent dat de zaden niet persistent zijn (alle opgaven in de database zijn transient). Een waarde van 1 betekent dat de zaadbank persistent is. Aan de SLI geven we de volgende kwalificaties:

- < 0.5: transiënt
- 0.5-0.79: matig persistent
- > 0.79: sterk persistent

Als referentie zijn ook de SLI-waarden gebruikt van 561 soorten van de Nederlandse flora (Bekker et al., 1998a).

2.8.3 Resultaten

Zaadlevensduur

Figuur 2.34 geeft de verdeling van zaadlevensduurindex (SLI) voor een voor een aantal natuurdoelen in vergelijking tot de set referentiesoorten. Deze referentieset bevat een groot aantal soorten met uitsluitend een transiënte zaadbank (SLI=0), verder is de verdeling over de SLI klassen symmetrisch: transiënte en langlevende zaden zijn min of meer gelijk vertegenwoordigd. De doelvegetatietypen bevatten vaak een groter aandeel soorten met een transiënte dan een persistente zaadbank. Dit is in sterke mate het geval voor het Caricion nigrae, Junco-Molinion, and Calthion.

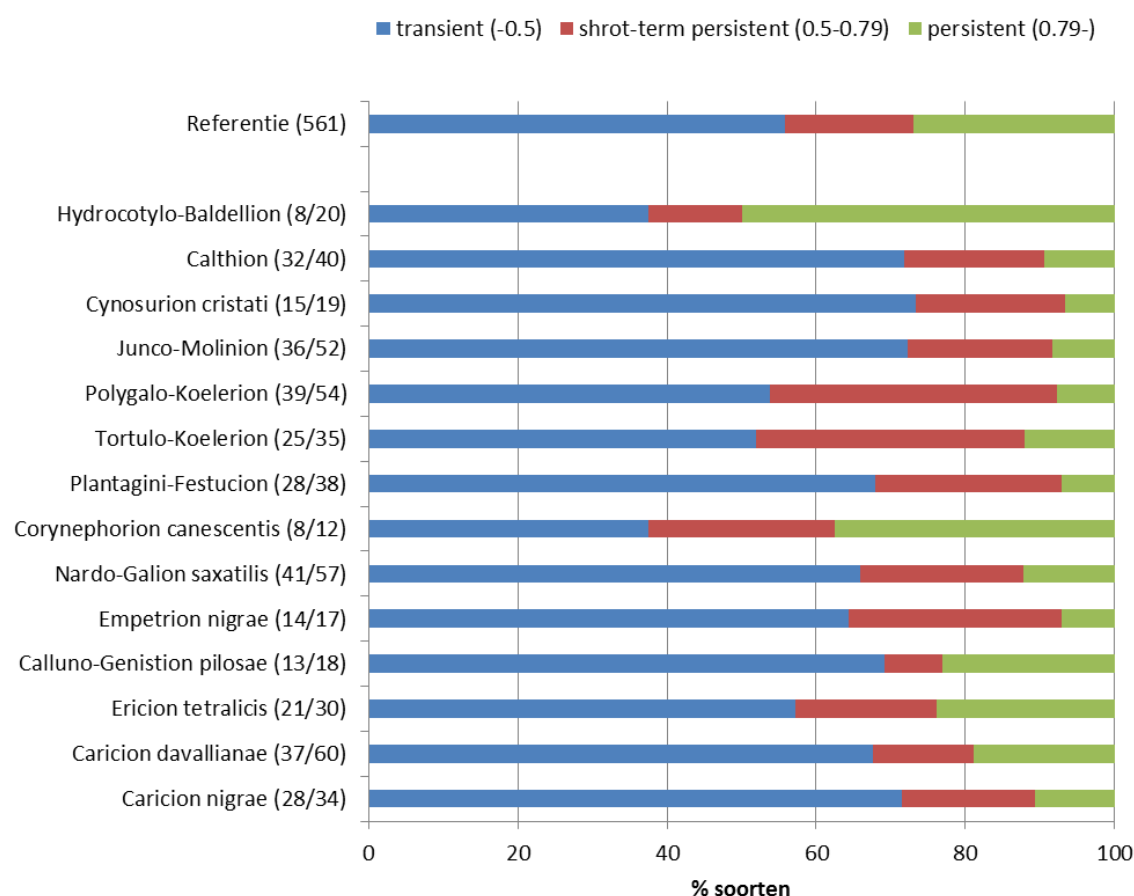
In Figuur 2-34 zijn de zaadbankgegevens van de in dit rapport beschouwde vegetatietypen nader geanalyseerd waarbij de verdeling van de levensduur van de zaden is weergegeven in de categorieën 'transiënt', 'matig persistent' en 'sterk persistent'. De meeste natuurdoelen hebben een hoog aandeel van transiënte soorten en een laag aandeel van persistente soorten. Dit geeft aan dat veel doelsoorten nauwelijks in de zaadbank overleven, dit in tegenstelling tot een aantal meer algemene soorten. Dit is een belangrijk knelpunt voor het herstelsucces op voormalige landbouwgronden. Vier natuurdoelen hebben wel een hoger aandeel van persistente en/of short-term persistente soorten: Hydrocotylo-Baldellion, Corynephorion canescentis, Tortulo-Koelerion, Polygala-Koelerion). Dit lijkt te maken te hebben met de positie in de successie. De drie eerst genoemde typen betreffen gemeenschappen die als pionier kunnen optreden, ook Bekker et al. (1999) vonden dat juist pioniergemeenschappen van duinvaleien meer persistente soorten hebben dan gemeenschappen van latere successiestadia.

De zaadbank van voormalige landbouwgronden

De zaadbank van de bouwvoor van voormalige landbouwgronden bevat vooral algemene soorten en slechts weinig doelsoorten (Klooker et al., 1999). Zo domineren eutrafente soorten als *Juncus effusus* en *J. bufonius* in de zaadbank van langdurig intensief agrarisch gebruikte graslanden (Bekker et al., 1997) en ontbreken de doelsoorten vrijwel volledig. Plantensoorten zouden zich in theorie ook kunnen vestigen uit zaadbanken in oude, door egalisatie begraven bodems en van de periode voor de sterke intensivering van de landbouw. Omdat een aanzienlijk deel van de doelplantensoorten geen langlevende zaadbank vormt kunnen zulke bodems voor slechts een zeer beperkt deel van de doelsoortenset als bron voor hervestiging dienen. Zo nu en dan worden situaties beschreven waarbij soorten na soms lange tijd weer opduiken (<https://www.natuurmonumenten.nl/nieuws/heide-na-eeuwen-terug-in-raalterwoold>) maar er bestaan voor zover bekend geen publicaties met een systematisch overzicht over overleving van soorten in de zaadbank in zulke begraven bodemprofielen [kennislacune].

Overleving van zaden in relatie tot milieu-omstandigheden

De samenstelling van de soorten in de zaadbank en die van de actuele vegetatie zijn vaak verschillend, zelfs wanneer dit gecorrigeerd wordt voor de levensduur van de zaden (Bekker et al., 1997, 2000). Dit duidt op invloed van omgevingsfactoren op de overleving van zaden en daarmee op de succesvolle hervestiging door kieming. Zo is de grondwaterstand van invloed: anaerobe condities bevorderen de overleving van zaden van plantensoorten van natte graslanden, terwijl aerobe omstandigheden juist gunstig zijn voor soorten van droge graslanden (Bekker et al., 1998c). Ook de nutriëntenhuishouding kan zaadoverleving beïnvloeden, al zijn de lange termijn effecten daarvan onduidelijk (Bekker et al., 1998b).



Figuur 2-34. Verdeling van de Seed longevity index SLI in 14 karakteristieke plantengemeenschappen van beschouwde natuurdoelen. Getallen achter de namen betreft het aantal soorten waarvan data over de levensduur in de zaadbank bekend zijn en het totaal aantal plantensoorten. Als referentie is de verdeling van SLI in een dataset van 561 niet zeldzame Nederlandse plantsoorten gegeven.

Figure 2-34. Distribution of the Seed Longevity index SLI in 14 characteristic plant communities of the restoration targets considered. Figures behind the names refer to the number of species where seed survival data are available and the total number plant species of the community. The distribution of SLI in a dataset of 561 common Dutch species is given as reference.

2.8.4 Conclusies

We concluderen het volgende:

- De meeste natuurdoelen hebben een hoog aandeel van soorten met een transiënte (kortlevende) zaadbank. Doelsoorten komen minder als langdurig kiemkrachtig zaad voor dan de meer algemene soorten. Dit beperkt het herstel mogelijkheden op voormalige landbouwgronden. Vier natuurdoelen van met name vroege successiestadia hebben wel een hoger aandeel aan soorten met langer levende zaden: Hydrocotylo-Baldellion, Corynephorion canescentis, Tortulo-Koelerion, Polygala-Koelerion.
- In de zaadbank van landbouwgronden overheersen plantensoorten die geen doelsoort zijn en deels ook ongewenst (bv *Juncus effusus*).
- Hiermee is de kansrijkdom van vergaand herstel van doelvegetatie vanuit de zaadbank op voormalige landbouwgronden zeer gering.

2.9 Evaluatie herstelstrategieën

2.9.1 Inleiding

In deze paragraaf evalueren we uiteenlopende herstelstrategieën voor omvorming van voormalige landbouw percelen naar natuur. Daarbij komen de volgende vragen aan bod:

- Wat is de effectiviteit van verschillende herstelstrategieën voor vermindering van de nutriëntenvoorraad en -beschikbaarheid? idem voor verschillende stadia na herinrichting of start van de maatregel?
- Wat is de effectiviteit van verschillende herstelstrategieën voor realisatie van natuurdoelen na herinrichting of start van de maatregel?
- Wat zijn de verschillen in het functioneren van de bodem tussen landbouwgronden en voormalige landbouwgronden met uiteenlopende herstelstrategieën? Idem voor verschillende stadia na herinrichting of start van de maatregel?
- Hoe verschillen soortdiversiteit en functionele diversiteit van bodemfauna en -micro-organismen tussen landbouwgronden en voormalige landbouwgronden met uiteenlopende herstelstrategieën? Idem voor verschillende stadia na start van de maatregel?

2.9.2 Aanpak

Genoemde herstelstrategieën en additionele maatregelen worden geëvalueerd op

- het effect op nutriëntenvoorraden en -beschikbaarheid en hoe dat effect zich verhoudt tot streefwaarden van natuurdoelen;
- het effect op de basenhuishouding en hoe dat effect zich verhoudt tot referentiewaarden van habitattypen;
- het effect op vegetatie en doelplantensoorten van habitattypen;
- het effect op bodemfauna en functioneren van processen in de bodem;

Voor dit overzicht zijn rapporten en tijdschriftartikelen (vakbladen en peer reviewed) gebruikt. Naast Nederlandse literatuur is ook relevante literatuur uit het buitenland geraadpleegd.

Een korte beschrijving van herstelstrategieën die worden toegepast staat in Tabel 2-6.

In dit overzicht leggen we de nadruk op het vergelijken van de volgende herstelstrategieën:

- ontgronden of plaggen;
- uitmijnen van P met productieve gewassen en bemesting met N en/of K;
- verschralen door maaien en afvoeren;
- beweiden.

Deze strategieën worden in Nederland veel toegepast en zullen bij toekomstige projecten ook snel overwogen worden. Verschralen is niet alleen een herstelstrategie, maar kan ook een additionele maatregel zijn bij andere strategieën. Het debat over omvorming van landbouwgronden naar natuur spitst zich vooral toe op overwegingen ten aanzien van de keuze tussen de eerste drie opties. We geven daarom in analyse van literatuur veel aandacht aan deze herstelstrategieën. De strategie "nutrientenrijke toplaag niet verwijderen en overgaan op nutriëntenrijke doelen" valt buiten het bestek van de huidige studie.

Daarnaast worden ook de volgende opties geanalyseerd:

- diepploegen en omkeren profiel;
- toevoegen ijzer dat fosfaat sterk kan binden (ADD);
- immobilisatie door toevoegen gemakkelijk opneembare koolwaterstoffen (ADD);
- enten met bodemfauna (ADD)
- inbreng doelplantensoorten

Deze opties zijn deels het hoofdbestanddeel van een herstelstrategie maar kunnen ook een zinvolle additionele maatregel zijn (toevoeging ADD). Verder besteden we kort aandacht aan het toevoegen van andere stoffen.

Tabel 2-6. Overzicht van de hersteltechnieken. H = hoofdstrategie, A = additioneel.

Table 2-6. Overview of restoration techniques. H = main strategy, A = additional strategy.

Nr	Type	Maatregel	Beschrijving	Doel
1a	H	plaggen/ afgraven bouwvoor	Toplaag met verhoogd organische stof gehalte en/of laag die gemengd is door landbouwkundig gebruik (bouwvoor) wordt verwijderd. De verwijderingsdiepte bedraagt maximaal 15 cm.	- Verwijderen van de bestaande vegetatie - Verwijderen van verhoogde N en P voorraden in de bovenlaag - (Zelden) verwijderen van een bodemgemeenschap die aan landbouwgebruik is aangepast
1b	H	ontgronden (dieper dan alleen de bouwvoor)	Toplaag met verhoogd organische stof gehalte en/of laag die gemengd is door landbouwkundig gebruik (bouwvoor) wordt verwijderd. Bovendien wordt een deel van de onderliggende minerale laag verwijderd.	- Idem als 1a, bovendien - Verwijderen van verhoogde P-gehalten in de bovenste minerale laag - Verwijderen van een groot deel van de bodemgemeenschap
1c	H	diep ontgronden naar oude maaiveld	Toplaag met verhoogd organische stof gehalte en/of laag die gemengd is door landbouwkundig gebruik (bouwvoor) wordt verwijderd. Bovendien word een eventuele minerale laag verwijderd tot aan het oorspronkelijke profiel. Dit wordt gedaan wanneer bodemmateriaal op het oorspronkelijke profiel is toegevoegd, vooral na het opvullen van voormalige depressies.	- Idem als 1a, bovendien - (Gedeeltelijk) herstel van de oorspronkelijke geomorfologie en hydrologie - Gebruik maken van de oorspronkelijke zaadbank (voor zover nog aanwezig) uit het vroegere profiel
2	H	uitmijnen van P met productieve gewassen	P wordt versneld afgevoerd met maaien na toename productie door opheffen N en/of K-limitatie bij N+K-bemesting of een gewas dat N fixeert + K-bemesting.	- Verkleinen van de bodemvoorraad aan P
3	H	verschralen door maaien + afvoeren	N, P en K voorraden in de bodem worden verkleind door de vegetatie één of meerdere malen per jaar te maaien en het hooi te verwijderen.	- Verkleinen van de bodemvoorraden van N en P
4	H	beweiden	Seizoens- of jaarrond begrazing met landbouwhuisdieren.	- Korthouden van de vegetatie - Verwijdering van nutriënten
5	H	nutriëntenrijke toplaag laten zitten + overschakelen op voedselrijke doelen	Geen maatregelen met betrekking tot bodem en/of nutriënten voorraden.	- Stimuleren productieve natuur
6	H	omkeren profiel door diepploegen	Nutriëntenrijke bovenlaag wordt dieper in het profiel (> 30 cm) gewerkt door te ploegen met een speciale ploeg. Nutriëntenarm(er)e lagen worden naar boven gehaald.	- Creëren van een nutriëntenarme(re) bovenlaag - Door het opwerken van humusarme grond ook in eerste instantie een lage N beschikbaarheid - dit is een <u>eenmalige</u> maatregel

7	H/A	verminderen P-beschikbaarheid door regulatie waterstandsregime	In natte gebieden wordt de waterstand gedurende het groeiseizoen relatief laag gehouden ten einde zuurstofrijke condities in de toplaag te realiseren. Hierdoor wordt de P-sorptiecapaciteit van ijzer sterk vergroot.	- Lagere P beschikbaarheid van de nieuwe toplaag
8	H/A	uitlogen van fosfaat door inundatie	De sorptie van P aan ijzer wordt verlaagd door het creëren van anaerobe omstandigheden door overstroming. Gedesorbeerd P diffundeert naar de oppervlaktewaterlaag en verdwijnt met dat water uit het systeem.	- Verkleinen van de P-voorraad in de bodem Dit is een <u>tijdelijke</u> maatregel
9	H/A	Toevoegen van ijzer- en andere metaalverbindingen om fosfaat vast te leggen	Toevoegen van metaalverbindingen om hiermee sterke binding van fosfaat te realiseren.	- Verlagen van P-beschikbaarheid
10	H/A	Immobilisatie door toevoegen koolwaterstoffen	Vergroten van immobilisatie van nutriënten in organische stof door de groei van micro-organismen te stimuleren met makkelijk opneembare koolstofverbindingen (bv suiker).	- Verlagen van nutriëntenbeschikbaarheid, vooral van mineraal-N
11	A	toevoegen kalk/ dolomiet	Toevoegen calciumcarbonaat of dolomiet aan de bodem om de basenverzadiging en bodem-pH te verhogen. Toevoegen van Ca kan ook bijdragen aan het vastleggen van P en bevordert ook de adsorptie van P aan ijzerhydroxiden.	- Verhogen van buffercapaciteit tegen verzuring - Verlagen P-beschikbaarheid - Met deze beide effecten wordt meestal massieve invasie van Pitrus in een gebied voorkomen - Wordt ook vaak toegepast in bij uitmijnen om de productiviteit voldoende hoog te houden - Dit betreft veelal een <u>tijdelijke</u> maatregel
12	A	inbreng van bodemtoplaag	Toevoegen van de actieve bodemtoplaag van een donorgebied naar een projectgebied. Hiermee worden zowel de zaadbank als de bodemgemeenschap overgebracht.	- Overbrengen van organisch bodemmateriaal als bron voor de gewenste bodemgemeenschap in een soortenarme bodem - Overbrengen van gewenst bodemleven overbrengen van de gewenste plantensoorten
13	A	inbreng doelplantensoorten	Meestal door toevoeging vers gemaaid gras van een donorgebied met de gewenste plantensoorten naar een projectgebied. Wordt in het buitenland ook uitgevoerd door een hersteld gebied in te zaaien met een zaadmengsel met de doelsoorten.	- Toevoegen van doelplantensoorten

2.9.3 Plaggen/ afgraven bouwvoor/ ontgronden

Beschrijving van de strategie

Plaggen, afgraven van de bouwvoor en ontgronden worden gezamenlijk besproken omdat in publicaties vaak geen duidelijk onderscheid wordt gemaakt tussen deze vormen van ingrijpen in de bodem. Waar wel onderscheid wordt gemaakt bespreken we dat. Ontgronden, afgraven en plaggen worden sinds de jaren '80 toegepast in Nederland met als voornaamste doel het ontwikkelen van laag-productieve natuurdoelen door een groot deel van de nutriëntenvoorraden te verwijderen (Bekker, 2009).

Plaggen is het verwijderen van de zode in geval er een gesloten begroeiing aanwezig is. De dikte van de te verwijderen bodem bedraagt dan ca. 10-15 cm. Bij afgraven van de bouwvoor wordt een dikkere bodemlaag verwijderd die bestaat uit een toplaag die door bodembewerking is gemengd, relatief veel organische stof bevat en nutriëntenrijk is. De dikte van de bouwvoor hangt af van de bewerkingsdiepte in het verleden en daarmee varieert ook de afgraafdiepte (vaak 30-40 cm). Met het verwijderen van de bouwvoor wordt daarmee vaak ook een groot deel van de organische stof verwijderd. Bij dieper afgraven dan de bouwvoor is sprake van ontgronden. De afgraafdiepte is ook dan nog variabel en wordt vaak afgestemd op het fosfaatprofiel. De strategie is dan meestal om zo diep af te graven dat een diepere, fosfaatarme laag gaat dagzomen. In andere projecten wordt diep afgegraven om natte laagten te creëren. In geval van geëgaliseerde laagten kan de ontgroning ook gericht zijn op het weer laten dagzomen van de oude bodem en herstel van het oorspronkelijke reliëf. Af en toe wordt de afgraafdiepte ook 'creatief' gehanteerd om een nieuw, niet oorspronkelijk reliëf te creëren. Bij projecten met een gesloten grondbalans wordt de afgegraven bodem binnen het terrein verwerkt, waardoor een afwisseling ontstaat van uitgegraven lage delen en opgehoogde delen met een nutriëntrijke bodem. Binnen inrichtingsprojecten kan de afgraafdiepte daarmee ruimtelijke sterk verschillen, afhankelijk van de beoogde doelen van het afgraven, de topografie en beperkende factoren.

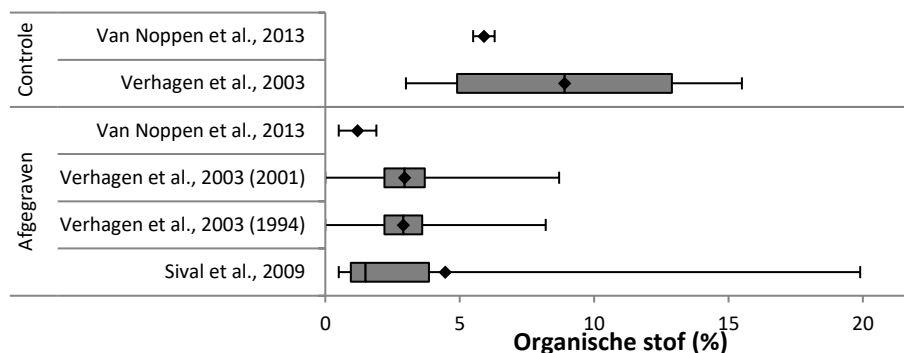
Effect op organische stof in de bodem

In Figuur 2-35 worden gemeten ranges voor het organisch stofgehalte van de bodemtoplaag in voormalige langbouwpercelen weergegeven. De effecten van afgraven worden vergeleken met 'controles', percelen waar agrarisch gebruik en daarmee ook bemesting en bekalking is gestopt. De organisch-stofgehalten liggen een stuk lager in ontgronde gebieden in vergelijking met controle gebieden. Van Noppen et al. (2015) vonden een duidelijke afname van het organisch-stofgehalte van een gemiddelde van 5,9% in niet afgegraven controle gebieden naar een gemiddelde van 1,2% in wel afgegraven gebieden. Ook Verhagen (2007) vond een grote afname in afgegraven weiden ten opzichte van controle weiden die van een gemiddelde van 12,9% naar een gemiddelde van 3,6% organische stof ging. 7 jaar later werden dezelfde gebieden nog een keer gemeten en bleek het organisch- stofgehalte gemiddeld met 1% te zijn toegenomen. In akkers vond Verhagen (2007) ook een afname na ontgronden, maar deze was geringer met een gemiddelde afname van 4,9% naar 2,2% wegens het relatief lage organisch-stofgehalte in niet vergraven akkers. Na 7 jaar was het gemiddelde hier nog niet veranderd.

Effect op nutriëntenvoorraden en -beschikbaarheid

Stikstof

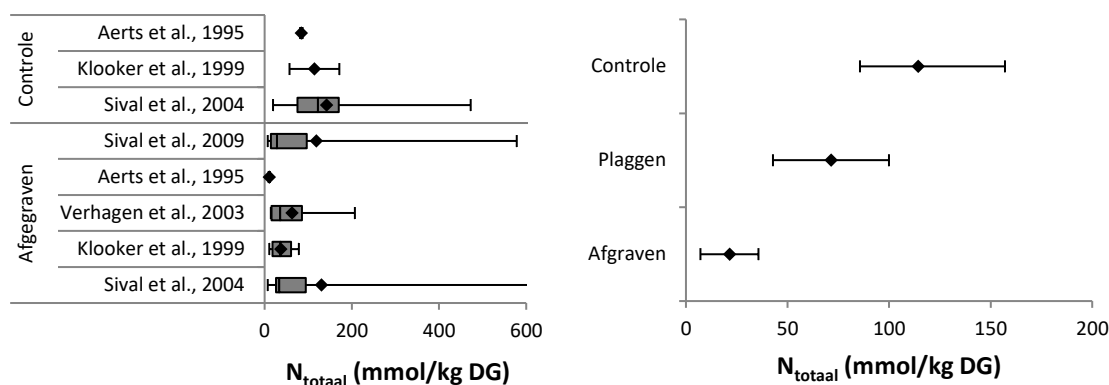
Omdat met het verwijderen van de bouwvoor veel van de organisch-stofvoorraad wordt verwijderd (zie boven) liggen ook de totaal-stikstof gehalten bij alle afgegraven referenties een stuk lager dan bij de controle plots (Figuur 2-36). Aerts et al. (1995) vonden een grote afname van gemiddeld 84 mmol/kg DG naar gemiddeld 11 mmol/kg DG. Ook Sival et al. (2004) vonden een lager gemiddeld totaal stikstofgehalte in gebieden waar is afgegraven ten opzichte van gebieden waar enkel begraaasd en gemaaid wordt maar maten wel een aantal erg hoge waarden in zowel afgegraven als controle percelen, direct gekoppeld aan uitzonderlijk hoge organisch-stofgehalten in deze locaties. Ook Klooker et al. (1999) vonden een grote afname van totaal stikstofgehalten na afgraven en laten daarnaast zien dat met dieper afgraven weliswaar meer stikstof verwijderd wordt, maar dat ook ondiep afgraven (plaggen) het totaal stikstofgehalte behoorlijk terugdringt (Figuur 2-36). Verhagen et al. (2003) vinden in alle plots een stijging in totaal stikstofgehalten ten opzichte van de gehalten die Klooker et al. (1999) 7 jaar eerder maten. Bij 6 van de 9 locaties is deze toename significant. Deze stijging hangt samen met accumulatie van organische stof na het afgraven. Sival et al. (2009) vinden een sterke positieve correlatie tussen organische stofgehalte en totaal stikstofgehalte.



Figuur 2-35. Organisch stofgehalte in de toplaag van wel en niet afgegraven percelen na beëindiging van het agrarisch gebruik.

Figure 2-35. Organic matter content in the top layer of sod-cut and non-sod-cut fields after ending of agricultural use

Van ammonium- en nitraatgehalten zijn minder data beschikbaar van referenties met metingen in een controle en na afgraven (Tabel 2-7). Van Noppen et al. (2015) laten een significante afname van het gehalte $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ zien van gemiddeld 564 $\mu\text{mol/kg DW}$ in controle plots naar gemiddeld 378 $\mu\text{mol/kg DW}$ in afgegraven plots.



Figuur 2-36. Totaal stikstof gehalten in de bodemtoplaag in wel en niet afgegraven percelen na beëindiging van het agrarisch gebruik. De figuur rechts toont de stikstofvoorraden voor en na afgraven op dezelfde percelen (De Vries, 1993 en Pepmeyer, 1996, beide in Klooker et al., 1999). Data staan weergegeven als gemiddelde $\pm$ standaarddeviatie.

Figure 2-36. Total Nitrogen content in the top layer of sod-cut and non-sod-cut fields after ending of agricultural use. Data are given as Box-Whisker plots. The right figure shows nitrogen pool sizes before and after sod-cutting of the same fields (De Vries, 1993 and Pepmeyer, 1996, both in Klooker et al., 1999). Data shown are averages $\pm$ standard deviation.

Tabel 2-7: Mineraal stikstof in de bodemtoplaag

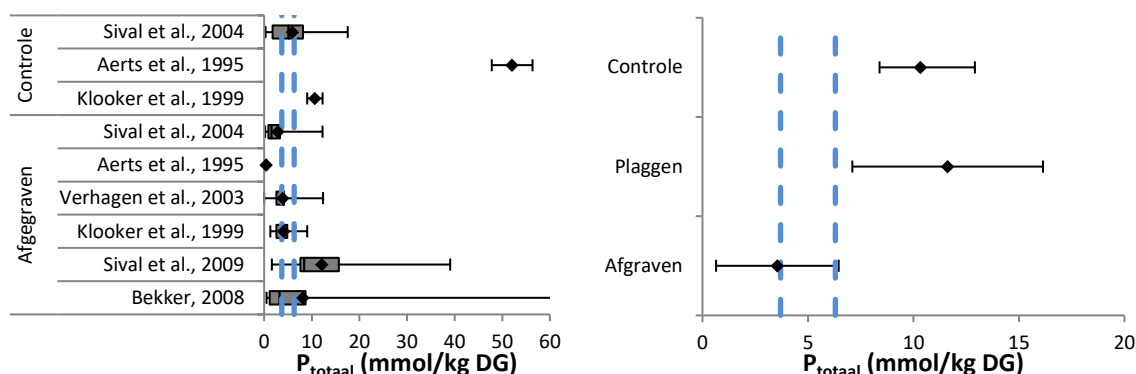
Table 2-7. Mineral Nitrogen in the soil top layer of the soil

Vegetatie		n locaties	n samples	NO_3^- & NH_4^+ ($\mu\text{mol/kg DW}$)
Referentie	Type			
Van Noppen et al., 2015	Controle	4	5	564 (450-678)
Van Noppen et al., 2015	Afgegraven	4	5	378 (128-628)

Fosfaat

De meeste referenties vonden hoge waarden van totaal-fosfor in controle plots die boven de streefwaarden van schrale doelvegetatietypen liggen (Figuur 2-37). Aerts et al. (1995) vonden zelfs zeer hoge waarden (48-56 mmol/kg DG). In afgegraven gebieden vonden ze echter veel lagere waarden met een gemiddelde van 0,42 mmol/kg DG die onder de ondergrenzen van streefwaarden voor schrale natuurdoelen liggen (zelfs onder die van het Calluno-Genistion pilosae). Klooker et al. (1999) vergeleken 9 locaties waar afgegraven werd met één braakliggende akker. Ze vonden dat de braakliggende akker een gemiddelde waarde van 10,7 mmol/kg DG had. De meeste afgegraven locaties hebben gemiddelde waarden die in de range van bovengrenzen van schrale natuurdoelen ligt (3.7-6.3 mmol/kg DW). Dat geldt ook voor de metingen van Verhagen et al. (2003) en zij vonden dat 7 jaar later totaal fosforgehalten significant afgenomen waren in 3 van de 9 locaties terwijl deze in 2 van de 9 locaties significant toegenomen waren.

Bekker (2008) heeft alleen in afgegraven locaties gemeten en vond een grote variatie in totaal fosfor gehalten van 0,5-51 mmol/kg DG. Het gemiddelde lag daarbij net boven de hoogste bovengrens voor de streefwaarden van schrale natuurdoelen (6.3 mmol/kg DW). De hoge fosfaatgehalten kunnen worden toegeschreven aan het niet geheel afgraven van de fosfaatverrijkte bodemlaag. Ook Klooker et al. (1999) laten zien dat diepte van afgraven belangrijk is voor totaal fosforgehalten in de bodem (Figuur 2-37 rechter grafiek). Als enkel de bovenste 10 cm (plaggen) wordt verwijderd, treedt geen afname op van P-totaal. Alleen bij dieper afgraven wordt het P-totaal gehalte duidelijk verlaagd. Sival et al. (2009) vinden eveneens hoge gehalten die gemiddeld boven de streefwaarden van schrale doelen liggen

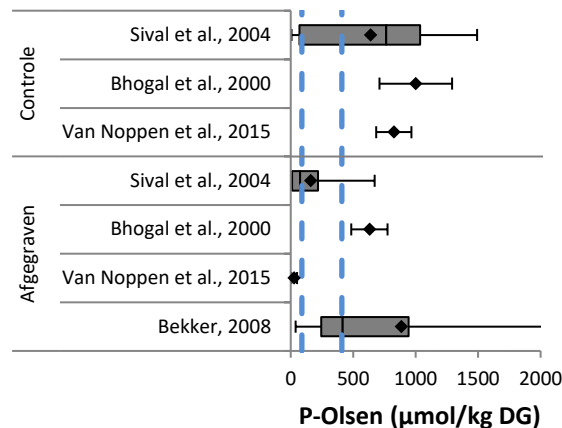


Figuur 2-37: Totaal fosfor in de bodemtoplaag in wel en niet afgegraven percelen na beëindiging van het agrarisch gebruik. Data staan aangegeven in box-whisker plots. De figuur rechts toont de fosforvoorraden voor en na afgraven op dezelfde percelen (De Vries, 1993 en Pepmeyer, 1996, beide in Klooker et al (1999)). Data staan hier weergegeven als gemiddelde $\pm$ standaarddeviatie. De verticale blauwe stippellijnen geven de streefwaarden van schrale natuurdoelen aan.

Figure 2-37. Total phosphorous in the top layer of sod-cutted and non-sodcutted fields after ending of agricultural use. Data are presented in Box-Whisker plots. The right figure shows phosphorous pool sizes before and after sod-cutting of the same fields (De Vries, 1993 and Pepmeyer, 1996, both in Klooker et al., 1999). Data shown here are averages $\pm$ SD. The blue dashed lines indicate the ranges for low-productive restoration targets.

Voor de effecten van afgraven op P-olsen zijn vier referenties beschikbaar (**Figuur 2-38**). Drie studies vergelijken het effect van afgraven met een controle waarbij een duidelijke verlaging van het Olsen-P gehalte optreedt. Bij Van Noppen et al. (2015) liggen de controle plots ruim boven de maximumgrens van 600 $\mu\text{mol/kg}$ DW terwijl afgraven leidt tot een sterke verlaging die grotendeels onder de ondergrenzen van schrale natuurdoelen ligt. Ook Sival et al. (2004) laten lagere Olsen-P gehalten zien in gebieden die zijn afgegraven dan in gebieden waar enkel gemaaid of begraasd wordt. Waar de laatstgenoemde gebieden gemiddeld rond de grens van 600 $\mu\text{mol/kg}$ DG liggen, liggen de afgegraven gebieden op gemiddeld 160 $\mu\text{mol/kg}$ DG, dus in de range van de bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen. Bhogal et al. (2000) vinden een andere resultaat. Ze meten een afname van P-Olsen van 710-1291 $\mu\text{mol/kg}$ DG in de controleplots naar 484-775 $\mu\text{mol/kg}$ DG in de afgegraven gebieden, maar dit ligt nog steeds boven de maximale streefwaarden van schrale doelen. Bij Bekker et al. (2008) bestrijken de afgegraven locaties een grote range die voor een belangrijk deel boven

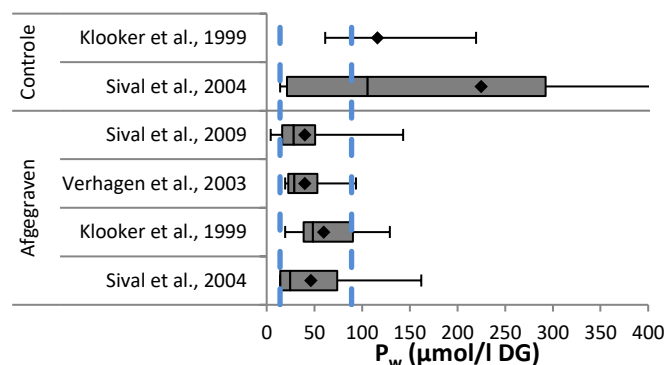
de streefwaarden ligt. Net als het patroon bij totaal-fosfaat hangt dit samen met het niet volledig verwijderen van de fosfaatrijke bodemlaag.



Figuur 2-38: Olsen fosfaat gehalten in de de bodemtoplaag in wel en niet afgegraven percelen na beëindiging van het agrarisch gebruik. Data staan aangegeven in box-whisker plots. De blauwe stippellijnen geven de range van de bovengrenzen van de streefwaarde van schrale natuurdoelen weer (zie Tabel 2 4).

Figure 2-38. P-Olsen in the top layer of sod-cut and non-sodcut fields after ending of agricultural use. Data are presented in Box-Whisker plots. The blue dashed lines indicate the ranges for low-productive restoration targets (see Table 2-4)

Figuur 2-39 geeft de resultaten voor water-extraheerbaar fosfaat (P_w). Verreweg de meeste referenties hebben gemiddelde waarden van afgegraven gebieden die in de range van bovengrenzen van de streefwaarden van schrale natuurdoelen ligt (14-89 µmol/kg DW). De verschillende afgegraven gebieden van Klooker et al. (1999) vertonen flinke verschillen in P_w gehalte die geen trend vertoont met de tijdsduur na afgraven. Doordat na 7 jaar in 4 van de 9 locaties de P_w significant afgenomen is, geven Verhagen et al. (2003) een lagere gemiddelde waarde. Hieruit blijkt dat na afgraven P_w gehalten snel verder kunnen dalen. Opvallend is dat in de dataset van Sival et al. (2009), waar totaal fosforgehalten gemiddeld boven de streefwaarden lagen, de P_w gehalten wel grotendeels binnen het bereik van de streefwaarden van schrale vegetatietypen liggen. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat in kalkrijke gronden fosfor gebonden wordt door calcium en daardoor niet beschikbaar is voor de vegetatie (Sival et al., 2009). Volgens Verhagen (2007) leidt een complete verwijdering van de bouwvoor tot vergelijkbare nutriëntengehalten als in goed ontwikkelde droge heiden en vochtige heiden. Dit geldt echter alleen maar wanneer in de bodemlaag onder de bouwvoor het P-totaal gehalte laag is. Ondiepe verwijdering van de bodem leidde bij Verhagen (2007) tot vergelijkbare P_w getallen als in goed ontwikkelde zwarte zeggenvetaties en heischrale graslanden die beide onder licht verrijkte condities voorkomen.



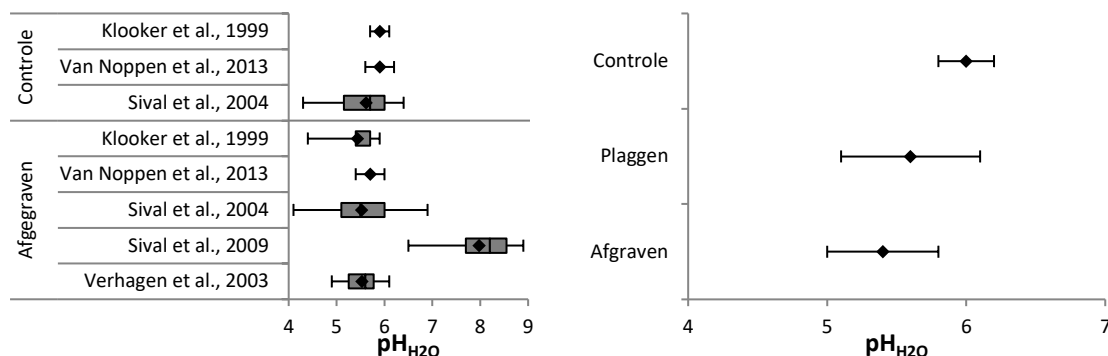
Figuur 2-39: Water-extraheerbaar fosfaat P_w in de de bodemtoplaag in wel en niet afgegraven percelen na beëindiging van het agrarisch gebruik. Data staan aangegeven in box-whisker plots. De blauwe stippellijnen geven de range van de bovengrenzen van de streefwaarde van schrale natuurdoelen weer (zie Tabel 2 4).

Figure 2-39. Water-extractable P in the top layer of sod-cut and non-sodcut fields after ending of agricultural use. Data are presented in Box-Whisker plots. The blue dashed lines indicate the ranges for low-productive restoration targets (see Table 2-4)

Effecten op de basenhuishouding

In Figuur 2-40 worden gemeten waarden voor zuurgraad van de bodemtoplaag weergegeven in voormalige landbouwpercelen in binnenland gebieden. Als controle zijn percelen gebruikt zonder afgraven waar agrarisch gebruik en dus ook bemesting en bekalking is gestopt. 'Afgegraven' betreft metingen in percelen na afgraven. Als de controles met de afgegraven percelen worden vergeleken, dan zijn er kleine verschillen zichtbaar in de pH. Afgraven lijkt een licht verzurend effect te hebben op de zuurgraad, bij Van Noppen et al. (2015) is de gemiddelde pH- H_2O van de afgegraven referenties gemiddeld 0.2 eenheid lager ($p < 0.001$) en Klooker et al. (1999) vinden zelfs een gemiddelde afname van 0.5 eenheden. Een belangrijke reden lijkt dat met het afgraven de beter gebufferde organisch stofrijke bouwvoor wordt

verwijderd. De bodemlaag die dan dagzoomt is bij veel zandbodems kalkarm en heeft een lage kationadsorptiecapaciteit en daarmee een geringe zuurbuffercapaciteit (zie paragraaf 2.7). Klooker et al. (1999) voegen daar aan toe dat de verandering in pH afhankelijk is van de



Figuur 2-40: Zuurgraad in de toplaag van wel en niet afgegraven percelen na beëindiging van het agrarisch gebruik. Data staan aangegeven in box-whisker plots. De figuur rechts toont de stikstofvoorraden voor en na afgraven in dezelfde percelen (De Vries, 1993 en Pepmeyer, 1996, beide in Klooker et al., 1999). Data staan hier weergegeven als gemiddelde $\pm$ standaarddeviatie.

Figure 2-40. pH in the top layer of sod-cut and non-sodcut fields after ending of agricultural use. Data are presented in Box-Whisker plots. The right figure shows pH before and after sod-cutting of the same fields (De Vries, 1993 and Pepmeyer, 1996, both in Klooker et al., 1999). Data shown here are averages $\pm$ SD.

afgravingsdiepte. Bij diep ontgronden neemt de pH af, maar bij plaggen (10-15cm bodem verwijderen) verandert de pH niet, en blijft hoog ten opzichte van schraallanden (Figuur 2-40, rechts). Verhagen et al. (2003) bezochten dezelfde gebieden van Klooker et al. (1999) 7 jaar later opnieuw en vonden een significante verdere afname ($<0,5$) van de pH in 4 van de 9 studiegebieden. De hoge waarden van Sival et al. (2009) hebben betrekking op kalkrijke zandgronden. Aangezien in deze studie geen controle plots meegenomen zijn, is er geen uitspraak mogelijk over een eventuele verandering in pH ten gevolge van afgraven.

De pH-H₂O ranges op afgegraven landbouwgronden liggen in de meeste gevallen in het intermediaire bereik en overlappen daarom met de ranges van het Caricion nigrae, Nardo-Galion, Junco-Molinion en Cynosurion. Er is nog een kleine overlap met de bovenkant van de pH-range van het Ericion tetralicis. Enkele relatief zure afgegraven referenties vallen ook in het zuurdere bereik van dit natuurdoel. De waarden van de meeste gebieden vallen buiten het pH-bereik van het Calluno-Genistion (te basisch) en Caricion davallianae (te zuur).

Abiotische effecten samengevat

Samenvattend kan ten aanzien van de effecten van plaggen, afgraven, ontgronden worden geconcludeerd dat het organisch-stofgehalte en daarmee het totaal stikstofgehalte sterk teruggedrongen wordt. Het grootste effect treedt op wanneer de organisch-stofrijke bouwvoor worden afgegraven. Van de effecten op afname van het anorganisch stikstof gehalte zijn weinig gegevens beschikbaar maar de weinige die er waren duiden er wel op dat in eerste instantie een afname van het totale anorganische stikstof gehalte optreedt. De resultaten van Verhagen et al. (2003) en Verhagen (2007) laten echter zien dat de hoeveelheid beschikbaar stikstof met de tijd toeneemt als gevolg van atmosferische depositie, vooral in bodems waar een deel van de stikstof is achtergebleven. Daarnaast kan in zure bodems verwijdering van de toplaag met daarin de meeste nitrificerende bacteriën ervoor zorgen dat ammonium niet meer omgezet kan worden naar nitraat waardoor zeer hoge, voor veel doelsoorten toxische, NH₄ gehalten optreden (Dorland et al., 2005). Dit effect is waargenomen bij het plaggen van heides en zou mogelijk ook kunnen optreden in zure landbouwpercelen. Afgraven leidt op kalkarme bodem op korte termijn tot een toplaag die zuurder is dan de oorspronkelijke bouwvoor. De pH ligt in het intermediaire bereik en komt daarom overeen met de ranges van het Caricion nigrae, Nardo-Galion, Junco-Molinion en Cynosurion. De diepte van afgraven heeft invloed op dit effect. Bij plaggen is er geen effect op de pH omdat nog een beter gebufferde laag achter blijft. Bij dieper afgraven wordt de pH lager. Na de ingreep vindt op de korte termijn in een deel van de gebieden lichte verzuring plaats. Op kalkrijke gronden is de pH van de toplaag na afgraven juist hoog.

De effecten op de fosfaathuishouding zijn wisselend. Een groot deel van de studies vinden voor zowel totaal fosforgehalten als ook P-Olsen en P_w gehalten sterk verlaagde waardes tot het niveau van streefwaarden van schrale doelen (Klooker et al., 1999; Bhogal et al., 2000; Sival et al., 2004; 2009; Verhagen et al., 2004; Aerts et al., 1995; Van Noppen et al., 2015). Echter zijn er ook studies waarbij het succes sterk varieert en veel metingen boven de grenswaarden liggen (Bekker et al., 2008). Afgraven lijkt alleen succesvol wanneer de afgraafdiepte in relatie tot het fosfaatprofiel in de bodem zo gekozen wordt dat het overgrote deel van de fosforvoorraad daadwerkelijk verdwenen is (Klooker et al., 1999). Op de hogere zandgronden is het alleen verwijderen van de bouwvoor veel gevallen niet voldoende, omdat door sterke overbemesting fosfaat ook in de bodemlaag onder de bouwvoor is geaccumuleerd (Chardon & Sival, 2003). De P-totaal en P-Olsen gehalten net onder de bouwvoor zijn in veel situaties nog te hoog voor schrale vegetatietypen (Smolders et al., 2009). Bij projecten met een (te) hoog P-totaal, P-Olsen en P_w gehalte na afgraven van de toplaag, is meestal niet diep genoeg gegraven. Op de zure hogere zandgronden gaat een afname van P-Olsen en P_w samen met een sterke afname van P-totaal. In het geval van kalkrijke zandgronden echter komen lage P_w waardes voor bij hoge P-totaal en P-Olsen getallen (Sival et al., 2009). In sommige gevallen leidt afgraven tot zeer lage gehalten van P-totaal die onder het bereik van streefwaarden van schrale doelen en zelfs onder die van droge heides liggen.

Op lange termijn lijken de organisch-stofgehalten en daarmee de N-totaal gehalten weer toe te nemen (Verhagen, 2007), echter ook na 10 jaar vallen de meeste resultaten nog binnen de grenzen voor laagproductieve natuur op zandgronden. Op lange termijn lijkt het succes van de maatregelen vooral afhankelijk van de mate van verwijdering van nutriëntenrijke grond (Verhagen et al., 2003). In de eerste tien jaar na ontgronden neemt de beschikbaarheid van nutriënten nauwelijks toe in gebieden waar de bouwvoor volledig is verwijderd. In gebieden waar de bouwvoor slechts gedeeltelijk is verwijderd is de toename groter. Echter, ook hier blijven de condities gedurende de eerste tien jaar in grote delen geschikt voor goed ontwikkelde heides en andere schrale vegetaties (Verhagen et al., 2003).

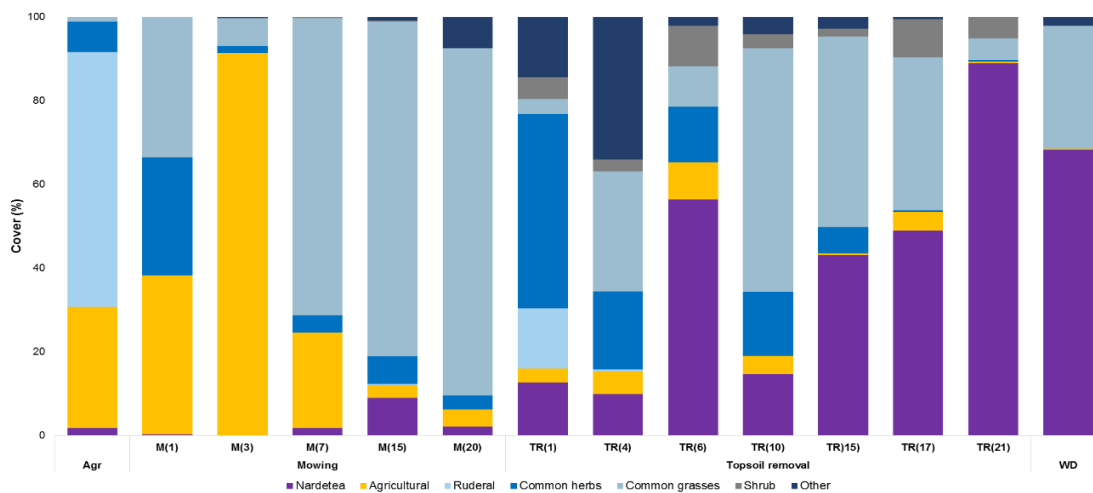
Effect op vegetatie en doelplantensoorten van natuurdoelen

Het succes voor realisatie van voedselarme natuurdoelen is wisselend. Verhagen (2007) vond dat op langere termijn het herstel van *Caricion nigrae*, *Ericion*, *Junco-Molinion*, *Nardo-Galion* en *Thero-Airion* mogelijk is. Echter, het herstel van droge heiden (*Calluno-Genistion pilosae*) lijkt moeizamer te verlopen. Bhogal et al. (2000) wijten dit aan een te hoge pH van de bodem. In plaats van heide domineren dan graslandsoorten. Van der Bij (in prep.) vond na afgraven van de bouwvoor in de onderzochte percelen een met de tijd toenemend aandeel heischrale soorten (

Figuur 2-41). Er zijn ook studies die vinden dat het aantal soorten van droge heiden toeneemt na afgraven (De Graaf et al., 1998b; Werger et al., 1985; Chytry et al., 2001).

In kalkrijke binnenduinegebieden hebben zich in afgegraven natte laagten en bollenpercelen matig eutrafente vegetaties ontwikkeld met zowel eutrafente graslandsoorten als doelsoorten van het *Caricion davallianae* (o.a. *Parnassia*, Vleeskleurige orchis). De relatief voedselrijke inslag wordt toegeschreven aan een nog hoge fosfaatbeschikbaarheid omdat de betreffende locaties bij dieper afgraven te sterk zouden inunderen (Van den Boom et al., 2009). Het is ook mogelijk dat in de dieper gelegen delen is afgegraven tot in strand- en geulafzettingen die wegens de mariene herkomst rijker aan fosfaat zijn. Verder is in veel projecten in de binnenduinen gewerkt met een gesloten grondbalans waarbij de nutriëntenrijke grond is opgeworpen in de hogere delen grenzend aan de laagten. Mogelijk heeft dit ook een effect op de nutriëntenrijkdom in de afgegraven laagten door o.a. uitspoeling.

De studie van Bekker (2008) naar de effecten van ontgroning op de hogere zandgronden laat zien dat zich in 12,5% van de onderzochte terreinen geen enkele doelsoort heeft gevestigd. In de overige terreinen varieert het aantal doelsoorten tussen 2 tot maximaal 20 per terrein. Van de totale lijst van doelsoorten werden negen soorten (11%) in geen enkel terrein aangetroffen. Soorten als Gewone dophei en Struikhei doen het een stuk beter en werden in respectievelijk 20 en 19 van de 42 gebieden aangetroffen (Bekker, 2008). Andere soorten die veel voorkwamen waren Blauwe zegge, Pijpenstrootje, en Kleine zonnedauw. Op Pijpenstrootje na hebben al deze soorten een langlevende zaadvoorraad. Verhagen (2007) vond dat door afgraven veel zaden het niet overleven. Ook Dorland et al. (2005) benadrukken dat plaggen de zaden kan verwijderen van sommige doelsoorten zoals *Carex nigra*, *Carex*



Figuur 2-41: Het aandeel van ecologische soortgroepen op voormalige grasland-percelen met verschraving (codes met M, gevolgd door aantal jaren dat de maatregel werd toegepast) of afgraven van de bouwvoor (codes met TR, gevolgd door getal voor het aantal jaren). AGR betreft een agrarisch gebruikt perceel, WD een heischrale referentie (Van der Bij et al. 2013).

Figure 2-41. Composition in ecological species groups in former meadows under a mowing regime (M, followed by a figure for the number of years that this type of management was applied) or topsoil removal (TR, followed by a figure for the number of years). AGR indicates an agriculturally used parcel, WD a Nardus reference site (Van der Bij et al. 2013)

panicea, en Salix-soorten. Deze soorten werden na afgraven niet of nauwelijks aangetroffen. Tegelijkertijd dient benadrukt te worden dat na langdurig (>25 jaar) gebruik van de grond voor intensieve landbouw de waarschijnlijkheid zeer klein is dat er zich nog kiemkrachtige zaden van deze soorten in de zaadbank bevinden. De exacte diepte van afgraven kan een grote rol te spelen. In enkele terreinen werd afgegraven tot op het minerale zand, maar bleek 1-5 cm dieper afgraven het verschil te maken tussen vestiging van doelsoorten als Moerashertshooi, Kleine zonnedauw, Bruine snavelbies in plaats van Pitrus, en Zomprus. Dit komt zowel door enerzijds de verwijdering van de zaadbank van de russen en anderzijds door het achterblijven van te veel nutriënten (Bekker, 2008). Een voordeel van afgraven is daarnaast dat zowel de vegetatie als ook de zaadbank van niet-doelsoorten worden verwijderd, wat de vestigingskans voor laag-productieve doelsoorten vergroot (Klooker et al., 1999).

Door afgraven en plaggen ontstaan kale bodems waarop zowel doelsoorten als niet doelsoorten zich kunnen vestigen. Bekker (2009) vond dat het aantal doelsoorten in ontgronden terreinen al vaak na enkele jaren niet meer toenam doordat een gesloten vegetatiedek (totale bedekking > 60 %) van niet-doelsoorten zich heeft gevormd. Gebieden die na ontgronding niet volledig dichtgegroeid zijn en waar nog open plekken voor vestiging beschikbaar zijn, herbergen naar verloop van tijd meer doelsoorten dan gebieden die na ontgronding wel snel dichtgegroeid zijn. Hoe snel het vegetatiedek zich sluit hangt vooral samen met de nutriëntenbeschikbaarheid en daarmee met de diepte en de zorgvuldigheid van de uitgevoerde ontgronding.

Een kale bodem of open vegetatie is niet alleen positief voor doelsoorten maar geeft echter ook kansen aan niet doelsoorten, zoals Pitrus op vochtige en Jacobskruiskruid op droge bodems. De abundantie van Pitrus vertoont een duidelijke relatie met P-Olsen. In het traject van 200 tot 300 $\mu\text{mol/kg}$ DW neemt de bedekking en productiviteit van deze soort sterk toe (Smolders et al., 2008; Bekker, 2008). Ook Ceulemans et al. (2014) vonden in graslanden een positieve relatie tussen P-Olsen en de productiviteit van Pitrus en Biezenknoppen. Daarnaast kan op de kale bodems opslag van struik- en boomsoorten optreden. Dit is tegen te gaan met tijdig maaibeheer.

Effect op bodembiota en functioneren van processen in de bodem

In bodems is de abundantie en soortenrijkdom van bodembiota het hoogst in de toplaag. De combinatie van geschikte omstandigheden, een relatief hoge input van energie en nutriënten en een betere kwaliteit van de organische stof maakt dat deze laag de hoogste biologische activiteit heeft. Het verwijderen van deze laag leidt daarom tot een sterke verarming van het bodemecosysteem. Omdat de grootste soorten meestal dicht bij het bodemoppervlak leven, kan het verwijderen van de bodemtoplaag resulteren in verlies van speciale functies. Zo kunnen bijvoorbeeld macrodetritoren worden verwijderd die zorgen voor de fragmentatie en

afbraak van strooisel. Regenwormen zorgen voor een sterke bioturbatie van de toplaag en nemen sterk in aantal af. Ook leidt de verwijdering van een humushoudende toplaag tot een veel lagere N-mineralisatie.

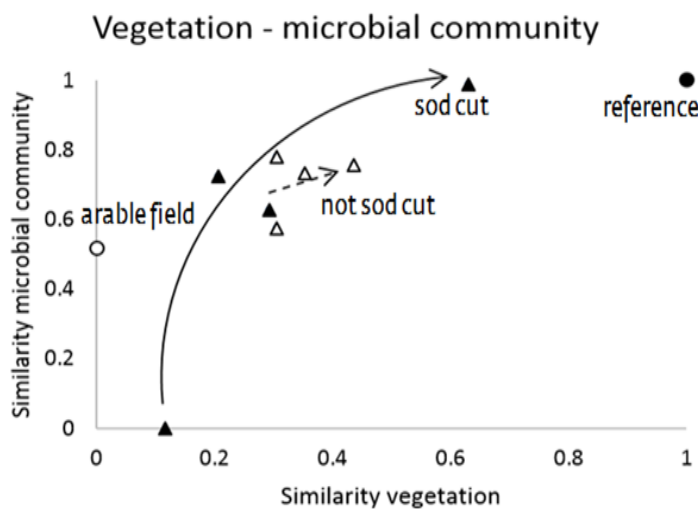
Gegevens over de effecten van verwijdering van de bodemtoplaag op bodem biota zijn relatief schaars en de meeste studies laten zien dat bodembiota negatief worden beïnvloed. De studie van Frouz et al. (2009) had betrekking op voormalige agrarisch gebruikte percelen met een droge zandbodem en geplagde (10-15 cm) of volledig afgegraven (40-50 cm) toplaag. Beide behandelingen hadden een negatief effect op de abundantie van de meeste faunagroepen en het voedselweb werd sterk gereduceerd. Vergelijkbare resultaten werden gemeten in een naaldbos op zandbodem waar na plaggen nematoden abundantie, soortenrijkdom en hun functionele diversiteit sterk afnamen door het verwijderen van de basale resources. In heiden nemen sporen van arbusculaire mycorrhiza (AMF) af met bodemdiepte en met het verwijderen van de bodemtoplaag worden bijna alle sporen verwijderd (Vergeer et al., 2006). Het herstel na afgraven is sterk afhankelijk van de soortsgroep, en wordt waarschijnlijk sterk bepaald door de mate van reductie in aantallen, het vermogen van diverse groepen om een afgegraven locatie te bereiken vanuit de omgeving, de mate van vermindering van nutriënten en de verandering in abiotische condities. Voor een deel van de soortsgroepen in de studie van Frouz et al. (2009), was de afname van bodembiota na 10 jaar nog steeds duidelijk zichtbaar (Tabel 2-8). Alleen voor een beperkt aantal groepen als wortelherbivoren waren dichtheden bij gedeeltelijke verwijdering van de bodemtoplaag na 10 jaar weer vergelijkbaar met die van niet afgegraven graslandbodems. In veel bodembiotagroepen werden in de cultuurgraslanden na verwijdering van de bodemtoplaag hogere dichtheden gemeten dan in de doelgemeenschap heide. Dit betrof bioturbators (regenwormen), strooiseleTERS (regenwormen, springstaarten, miljoenpoten), wortelherbivoren (vliegenlarven, keverlarven, aaltjes), microsaprofagen (springstaarten en mijten) en hun predatoren (kevers, spinnen en mijten). Alhoewel door de reductie van de abundantie van een deel van deze groepen de bodembiota samenstelling meer gaat lijken op het doel hebben andere groepen nog steeds een hoge abundantie t.o.v. het doel. Opvallend is dat er weinig verschil is in bodemfaunasamenstelling tussen de methoden plaggen en afgraven, vermoedelijk omdat de meeste bodemfauna dicht aan het oppervlakte leeft. De dichtheden van oribatide mijten op locaties met plaggen en ondiep afgraven zijn lager dan in referentieheiden. Bij nematoden domineert de bacterie-etende groep in zowel agrarische gebruikte graslanden als in referentieheiden. In referentieheiden zijn echter schimmel-etende nematoden belangrijker, vermoedelijk door de aanwezigheid van slecht-afbreekbaar organisch materiaal, rijk aan lignine, dat alleen door schimmels kan worden afgebroken. De locaties met plaggen en afgraven laten echter na 10 jaar geen groter aandeel zien van fungivoren. Deze patronen suggereren dat plaggen en afgraven leiden tot een verschuiving van de bodemgemeenschap in de gewenste richting, maar dat aanvullende maatregelen nodig zijn om de soortensamenstelling en functionele diversiteit verder in de richting van de doelgemeenschap te laten ontwikkelen.

Tabel 2-8: Dichtheden van bodemfauna in agrarische graslanden, graslanden een decennium na plaggen en afgraven en referentie heides (data Frouz et al., 2009). Dichtheden van macrofaungroepen en oribatide mijten zijn in aantallen per m², dichtheden van Nematoden zijn in miljoenen per m².

Table 2-8. Soil community density in agricultural meadows, meadows a decade after sodcutting and topsoil removal and reference heathlands (data Frouz et al., 2009). Densities of macrofaunal groups and oribatid mites are in numbers per m², nematode densities are in millions per m².

Fauna groep	Agrarisch grasland	Geplagd	afgraven	referentie heide
Functional groups macrofauna				
Bioturbators	82 ± 10a	43 ± 17bc	68 ± 27ab	5 ± 3c
StrooiseleTERS	68 ± 33b	69 ± 14b	100 ± 22a	5 ± 5c
Wortel herbivoren	187 ± 74a	203 ± 72a	12 ± 6b	18 ± 8b
Predatoren	370 ± 111	183 ± 40	153 ± 26	190 ± 38
Omnivoren	87 ± 35	320 ± 134	724 ± 459	224 ± 152
Macrofauna (total)	1088 ± 250	930 ± 188	1104 ± 458	539 ± 145
Mesofauna				
Microsaprofagen	295 ± 88a	112 ± 18ab	48 ± 15c	96 ± 30dc
Oribatide mijten	11733 ± 9805	22800 ± 9218	24000 ± 9017	34533 ± 12992
Microfauna				
Bacteriofage nematoden	31.8 ± 18.8	10.8 ± 3.8	5.7 ± 2.6	15.3 ± 6.8
Fungivore nematoden	7.2 ± 9.1	1.2 ± 0.5	1.2 ± 0.7	11.1 ± 10.1

Het afgraven van voormalige landbouwgrond in het Noorderveld zorgde voor een zeer geringe microbiële biomassa en ook voor een lage abundantie van mesofaunagroepen (Weijters et al., 2014; Figuur 2-56). Beiden waren veel lager dan in referentielocaties met droge en natte heide. De samenstelling van de microbiële gemeenschap na alleen afgraven verschilde ook meer van de referenties dan in additionele experimenten waarin na afgraven ook strooisel en plagsel was toegevoegd. Dit laat zien dat het geringe verspreidingsvermogen van bodemorganismen ook bij de bodemgemeenschap een probleem vormt. Onderzoek in een tijdreeks van niet- en wel geplagde voormalige landbouwpercelen (data Van der Bij) laat zien dat de microbiële samenstelling bij plaggen zich sneller ontwikkelt naar de doelgemeenschap dan bij alleen maaibeheer, ondanks dat deze vlak na het plaggen sterker afwijkt van de referentie dan die van de landbouwpercelen. Bij niet afgraven verschuift de microbiële samenstelling slechts zeer langzaam (Figuur 2-42). Deze studie laat zien dat in niet geplagde bodems na het stoppen van bemesting de samenstelling van de microbiële gemeenschap lang blijft hangen in een toestand vergelijkbaar met landbouwbodems.



Figuur 2-42: Ontwikkeling van de microbiële bodemgemeenschap en vegetatie in een tijdreeks van wel en niet afgegraven verschaalde graslanden (Van der Bij et al. subm.). De reeks van plaglocaties bestrijkt 0-21 jaar en die van niet plaggen 0-15 jaar. De mate waarin de microbiële gemeenschap en plantengemeenschap overeenkomen met een goed ontwikkelde lokale referentie voor heischraal grasland is uitgedrukt in de mate van similariteit tussen 0 en 1.

Figure 2-42. Development of the microbial soil community and vegetation in a time series of sodcutted and non-sodcutted meadows (Van der Bij et al., subm.). The series of sodcutted locations ranges from 0-21 years, the non-sodcutted mown sites range from 0-15 years. The degree of similarity in composition between a given site and a well-developed *Nardus* grassland is indicated for both the microbial community and the vegetation.

2.9.4 Uitmijnen van fosfaat met productieve gewassen

Beschrijving van de strategie

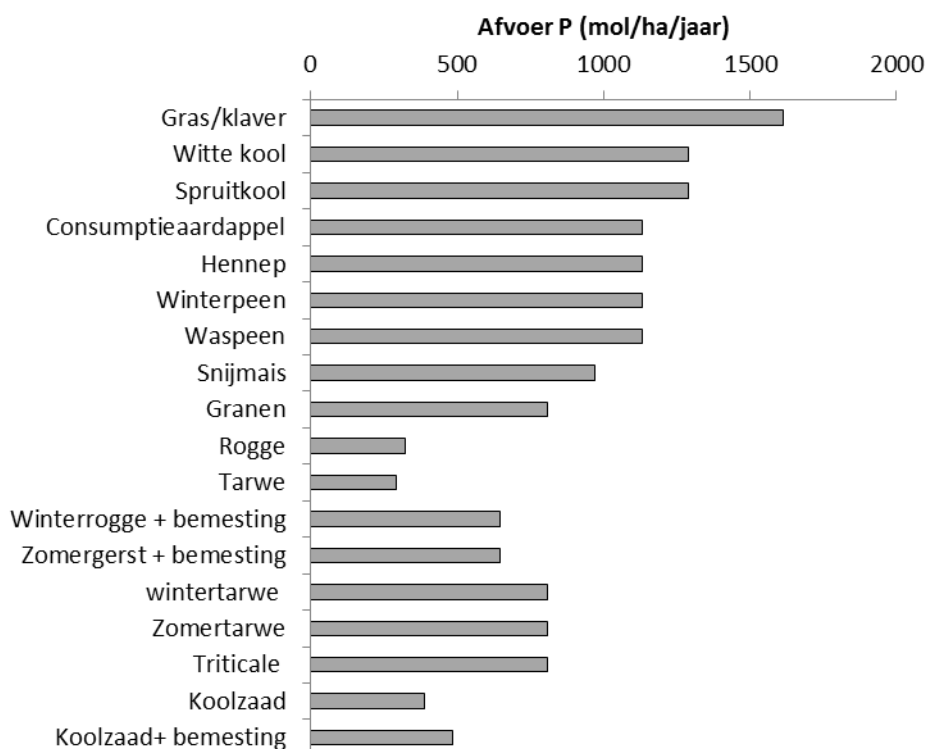
Bij uitmijnen wordt beoogd de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid versneld te verlagen met behulp van het oogsten van gewas en bemesting met stikstof of stikstof en kalium. Extra toevoer van stikstof kan daarbij ook worden verzorgd door het inzaaien van vlinderbloemigen die een symbiose hebben met stikstof-fixerende bacteriën. Door toevoer van N en/of K wordt nutriëntlimitatie van deze nutriënten opgeheven. Het gewas kan daardoor meer fosfaat onttrekken aan de bodem dan in geval van oogsten of maaien zonder extra toevoer van N en/of K. Uitmijnen is de laatste jaren in opkomst en wordt soms beschouwd als alternatief voor het afgraven van een fosfaatrijke toplaag.

Effect op nutriëntenpools en -beschikbaarheid

De extra toevoer van N en K zorgt voor een extra biomassa-productie en extra opname van P (Marrs, 1993). Hierdoor neemt de voorraad anorganisch fosfaat af (Vadas et al., 2006). Modelleringen laten zien dat uitmijnen met toevoeging van N en K alleen succesvol is wanneer N en K beperkend zijn voor de productiviteit, wanneer voldoende biomassa kan worden onttrokken en wanneer tegelijk de onttrekking van biomassa niet dusdanig hoog is dat deze de productiviteit verlaagt (Perring et al., 2009). Het toevoegen van N en K zorgt niet alleen voor extra opname van P door planten, maar ook door microben. Zowel modellering als empirische studies laten zien dat op de korte termijn bij uitmijnen een reductie van biobeschikbaar fosfaat optreedt (Williams and Silcock, 2001; Perring et al., 2009).

In Nederland zijn in de afgelopen jaren veldexperimenten gestart naar de effectiviteit van uitmijnen in voormalige landbouwgronden. Er is daarbij gekeken naar de effectiviteit van verschillende gewassen (Figuur 2-43). Voor belangrijke gewassen die op zandgrond worden verbouwd is de volgorde van potentiële fosfaatafvoer (bij afvoer van gewasresten en bij voldoende bemesting met N): gras/klaver (>1500 mol/ha/jaar) > consumptieaardappel (>1000 mol/ha/jaar) > snijmais (≈1000 mol/ha/jaar) > granen (<1000 mol/ha/jaar). Het is duidelijk dat uitmijnen met gras en klaver de beste resultaten geeft voor verlaging van nutriënten, mits dan ook kalibemesting plaatsvindt. Een verder voordeel van uitmijnen met gras en klaver is dit langdurig op hetzelfde perceel verbouwd kan worden. Voor de overige gewassen is vruchtwisseling noodzakelijk (Sival & Chardon, 2004).

De effectiviteit van uitmijnen is niet alleen afhankelijk van het type gewas, maar is ook afhankelijk van het aantal malen dat er per jaar gemaaid wordt en wanneer in het jaar dat gebeurt. Altena & Oomes (1995) laten zien dat maaien en afvoeren tweemaal per jaar dubbel zo effectief is als een maaifrequentie van één maal per jaar (Figuur 2-44) en dat een maaibeurt in juni duidelijk meer stikstof afvoert dan maaien in september. Voor fosfor ligt dit merkwaardig genoeg omgekeerd. Echter, na 20 jaar tijd is dit verschil een stuk kleiner en is de fosfaatafvoer bij twee keer per jaar maaien niet noemenswaardig hoger dan bij één keer. Uiteraard hangt de afname sterk af van de beginsituatie en de productiviteit van de vegetatie. Van Mullekom et al. (2014) stellen dat om voldoende fosfaat af te voeren er minimaal 4-5 keer per jaar gemaaid dient te worden, maar geven geen vergelijking met een lagere frequentie van maaien. Praktijkervaringen in het natuurbeheer laten zien dat de vijfde snede erg mager kan zijn en dat mogelijk niet veel P wordt verwijderd. De productiviteit en daarmee de efficiëntie van uitmijnen kan beperkt worden door natte omstandigheden (mondelinge mededeling R. Ketelaar). Verder vergt het oogsten van klavergrasmengsels een speciale maaitechniek die ook de laag-groeiende klavers oogst.

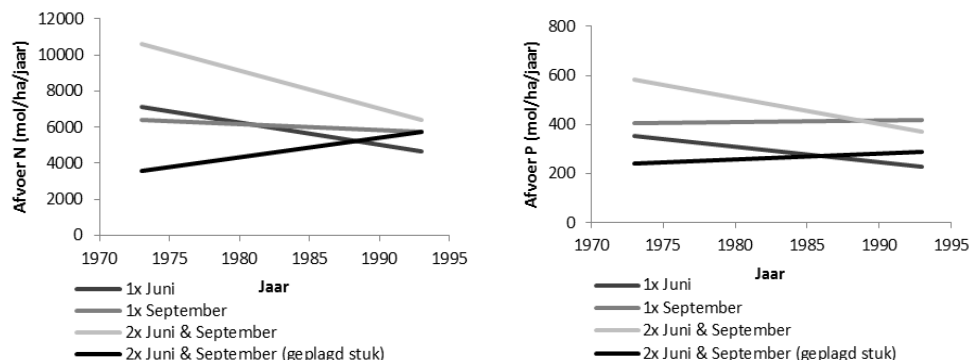


Figuur 2-43: De afvoer van fosfaat door verschillende gewassen. Data zijn afkomstig uit Sival & Chardon (2004).

Figure 2-43. Removal of phosphate by several crop. Data are from Sival & Chardon (2004)

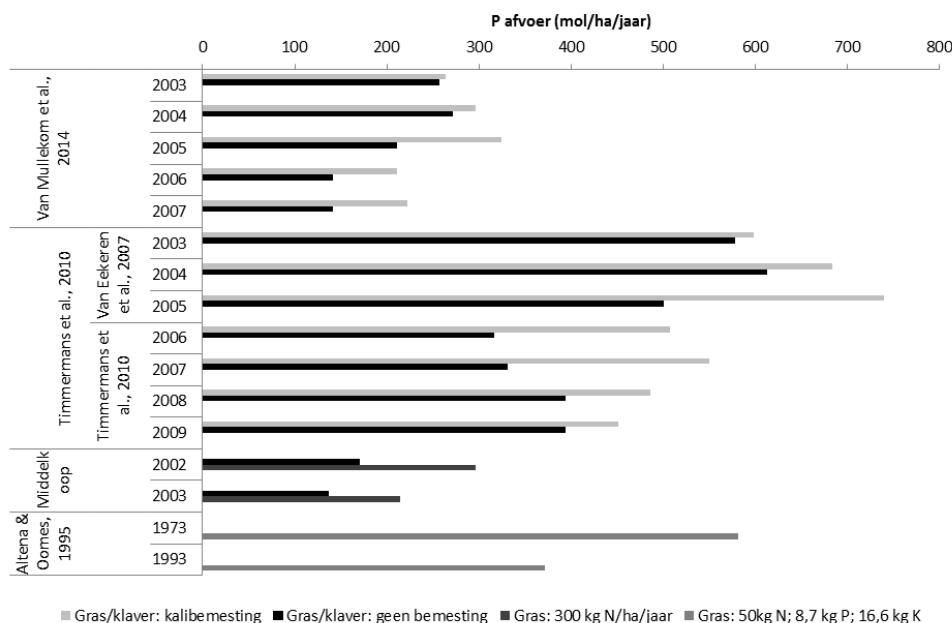
Naast gewas en frequentie van maaien speelt ook het type bemesting een rol. Door het toevoegen van klaver aan graslanden komt er meer stikstof beschikbaar. Naast stikstof kan kalium ook limiterend werken voor de productiviteit. Meerdere studies hebben gekeken naar het verschil tussen gras en gras en klaver, met en zonder toevoeging van kalium (Figuur 2-45). Op korte termijn worden de beste resultaten behaald met gras en klaver, in combinatie met kalibemesting en gras met toevoeging van stikstof (300kg N/ha/jaar) (Timmermans et

al., 2010; Van Eekeren et al., 2007; Van Mullekom et al., 2014). K bemesting zorgt daarnaast voor een hoger aandeel van Witte klaver in de vegetatie en een grotere P-verwijdering, omdat de groei van Witte klaver bepaald wordt door de K-beschikbaarheid (Timmermans & Van Eekeren, 2016). Op de wat langere termijn lijkt daarom een combinatie van gras en klaver met kalibemesting de beste resultaten te geven met een afvoer van fosfaat, variërend van 275 mol/ha/jaar (van Mullekom et al., 2014), 275-550 mol/ha/jaar (Smolders et al., 2006) tot zelfs 550-720 mol/ha/jaar (van Eekeren et al., 2007) en 613-1453 mol/ha/jaar (Timmermans & Van Eekeren, 2016). Hoewel ook hierbij de fosfaatverwijdering met de tijd afneemt, blijft het toch hoger in vergelijking met alleen gras en klaver en de overige behandelingen. Bij uitmijnen met een gras en klaver mengsel en kalibemesting neemt daarnaast de uitspoeling van fosfaat naar het grondwater af (Timmermans & Van Eekeren, 2016).



Figuur 2-44: Afvoer van stikstof (links) en fosfaat (rechts) door maaien en afvoeren met verschillende frequentie en tijdstippen in het jaar. Data zijn afkomstig uit Altena & Oomes (1995).

Figure 2-44. Nitrogen (left) and phosphate (right) removal by mowing regimes without fertilisation differing in frequency and mowing time. Data are from Altena & Oomes (1995)



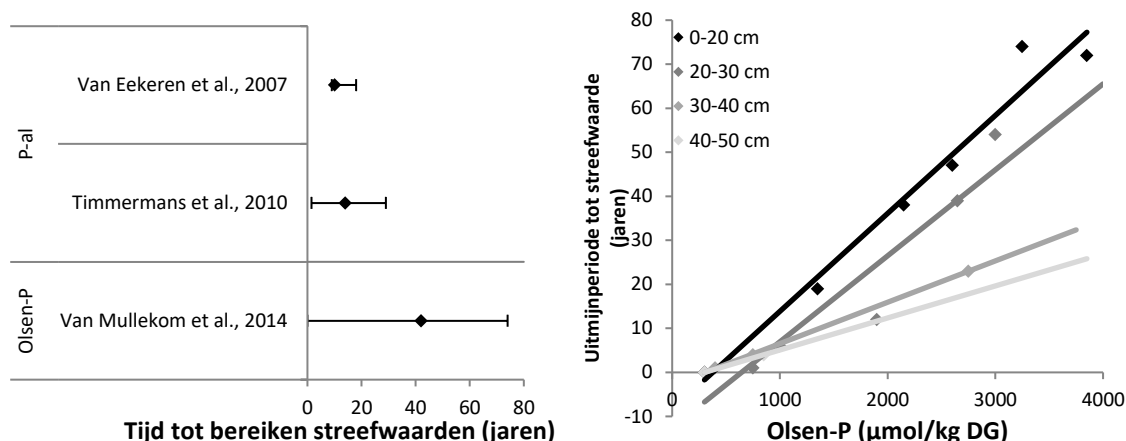
Figuur 2-45: Afvoer van fosfaat in relatie tot de tijd bij uitmijnen met verschillende gewassen en bemesting.

Figure 2-46. Phosphate removal by mining (mowing under a fertilisation regime with N and K but without P) in relation to time with different crops.

In diverse studies zijn op basis van gemeten afvoer van fosfaat extrapolaties gemaakt naar de tijdsduur die nodig is om een bepaalde streefwaarde in P gehalte te bereiken. Tijdsduren lopen daarbij sterk uiteen van 1 tot 7 decennia (**Figuur 2-46**, links). De tijdsduur van uitmijnen (0-80 jaar) hangt daarnaast uiteraard ook af van de beginsituatie (**Figuur 2-46**, rechts). Berekeningen voor percelen in de Steertse Heide geeft volgens een grote variatie in fosfaattoestand een grote range voor de duur nodig om via uitmijnen tot de streefwaarden

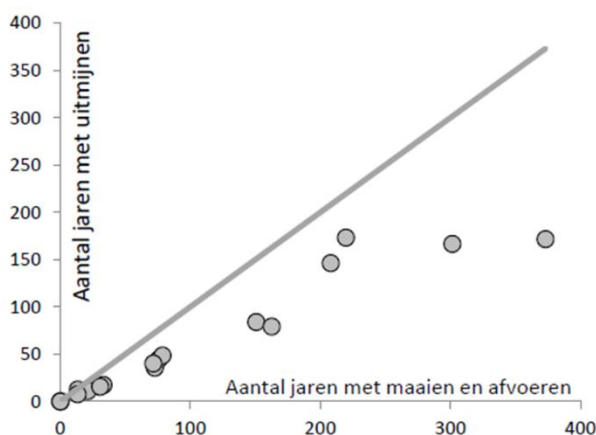
voor heischrale graslanden te komen (Figuur 2-48). Wanneer de uitmijnduur wordt vergeleken met de duur van (klassiek) verschrallen dan is deze wel ca. eenderde tot de helft korter (Figuur 2-47). Daarbij speelt ook de vraag of met ondiep wortelde gewassen als klaver en gras het fosfaat voldoende wordt uitgemijnd in bodems die tot op grotere diepte sterk P-verzadigd zijn. Op dit moment is nog weinig geëxperimenteerd met dieper wortelende gewassen [kennislacune, in N-Brabant wordt een experiment gestart]

Een probleem bij berekeningen van uitmijnduur is dat deze vooral gebaseerd (moeten) zijn op extrapolaties vanuit metingen aan de eerste fase van uitmijnen omdat er weinig tot niet gemeten is aan P-verwijdering in latere successiestadia. Het lijkt waarschijnlijk dat de P-verwijdering op den duur gaat afnemen met een afname van de productiviteit en een toename van de retentie van P in organische stof. Voor meer zicht op de benodigde tijdsduur is een analyse van een brede range van situaties van de nutriënten toestand (N-, P- en K gehalten, P-diepte profiel) nodig [kennislacune].



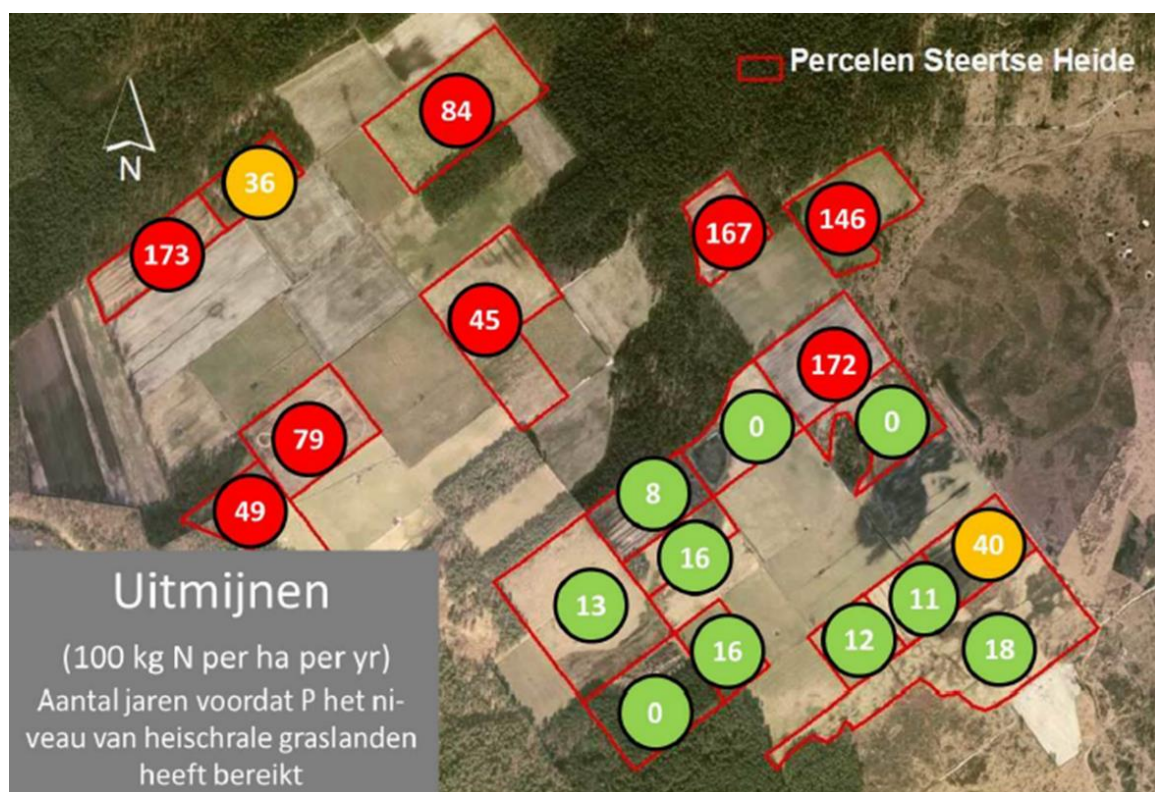
Figuur 2-46: Links: tijdsduur van uitmijnen tot de streefwaarde voor P-Olsen en P-al. Rechts: de tijdsduur van uitmijnen in relatie tot het P-olsen gehalte bij aanvang (data uit Van Mullekom et al., 2014).

Figure 2-46. Left: time needed under a mining regime to reach target values for P-Olsen and P-al in several studies. Right: time needed under a mining regime in relation to the P-Olsen content at the start (data from Van Mullekom et al., 2014)



Figuur 2-47: Vergelijking van de duur van uitmijnen en verschrallen van landbouwpercelen in de Steertse heide naar de streefwaarde van heischrale graslanden (Van Diggelen et al. 2014).

Figure 2-47. Time needed to reach P-target values for Nardion grasslands in former agricultural meadows in the area "Steertse heide" with an impoverishment regime (X-axis) as compared to mining (Y-axis) (Van Diggelen et al. 2014).



Figuur 2-48: Modelberekening van de duur van uitmijnen in jaren in voormalige landbouwpercelen in de Steertse heide totdat de streefwaarde van heischrale graslanden is bereikt (Van Diggelen et al. 2014).

Figure 2-48. Model calculation of period in years to reach P-target values for Nardion grasslands in former agricultural meadows in the area "Steertse heide" with a mining management (Van Diggelen et al. 2014)

Effect op basenhuishouding

Bij uitmijnen is daarnaast ook het effect op de pH van de bodem van belang. Door een grote afvoer van gewas, wordt ook een aanzienlijke hoeveelheid basische kationen afgevoerd en verzuurt de bodem. Als de pH te laag is, neemt de productiviteit af, wordt er minder fosfaat opgenomen door de planten, en in geval van uitmijnen met klaver, neemt deze soort af (Van Mullekom et al., 2014). In het geval de pH te laag wordt is bekalking noodzakelijk voor succesvol uitmijnen.

Effect op vegetatie en doelplantensoorten van natuurdoelen

Van de effecten van uitmijnen op de vegetatie is weinig bekend. Niet in de laatste plaats omdat het om een vrij jonge techniek gaat en weinig langlopende projecten met monitoring voorhanden zijn. In de proefvelden van het Hengstven kwamen na drie jaar uitmijnen 6-8 plantensoorten per 40 m² voor, met een totaal aantal soorten van 10. De kalibemesting had geen meetbaar effect op de soortensamenstelling van de vegetatie (Van Eekeren et al., 2007). In een inzaairoef in Enter, Overijssel werden na drie jaar 15 overblijvende soorten per 25 m² gevonden (Smeding & Van Eekeren, 2006). Timmermans & Van Eekeren (2016) troffen gemiddeld 12 plantensoorten aan na een periode van 7 jaar uitmijnen (experiment bij de Drunense Duinen). Dit soortenaantal was lager dan verwacht op grond van het gemeten P-al gehalte na 7 jaar en een relatie van P-al met soortenaantal in referentiegraslanden (12 i.p.v. 23 soorten). Het lagere soorten aantal wordt verklaard door de dichte bedekking door gras en klaver dat de vestiging van nieuwe soorten sterk remt en de afwezigheid van soorten in de zaadbank en bronpopulaties in de nabije omgeving

In het algemeen blijft het aantal soorten op uitmijnlocaties in eerste instantie laag. Ook na een aantal jaren betreft het nog steeds nutriëntenrijke omstandigheden met een hoog productieve, dichte vegetatie. Naar gelang de vegetatie ouder wordt verschijnen meer soorten zoals Ruw beemdgras, Straatgras, Gewone- en Kluwenhoornbloem, Veldreprijs, Klein streepzaad en Veldzuring (Timmermans et al., 2010). Deze soortensamenstelling duidt nog steeds op eutrofe

condities en is nog ver verwijderd van de vegetatie van laag productieve natuurdoelen. Naarmate de percelen armer worden komen ook soorten als Gewone en Gladde witbol, Schapenzuring, Gewoon biggekruid, en Tijmeprijs voor. Zeldzamere (rode lijst) soorten verschijnen pas wanneer het beschikbaar fosfaat teruggedrongen is tot onder de grenswaarden voor voedselarme natuur op zandgronden (Timmermans et al., 2010). In geval van uitmijnen met gras of een grasklaver mengsel zal de dichte vegetatie daarnaast een belemmering vormen voor de vestiging van dergelijke soorten.

Effect op bodembiota en functioneren van processen in de bodem

Hierover is niets bekend.

2.9.5 Verschrallen door maaien+afvoeren en beweiden

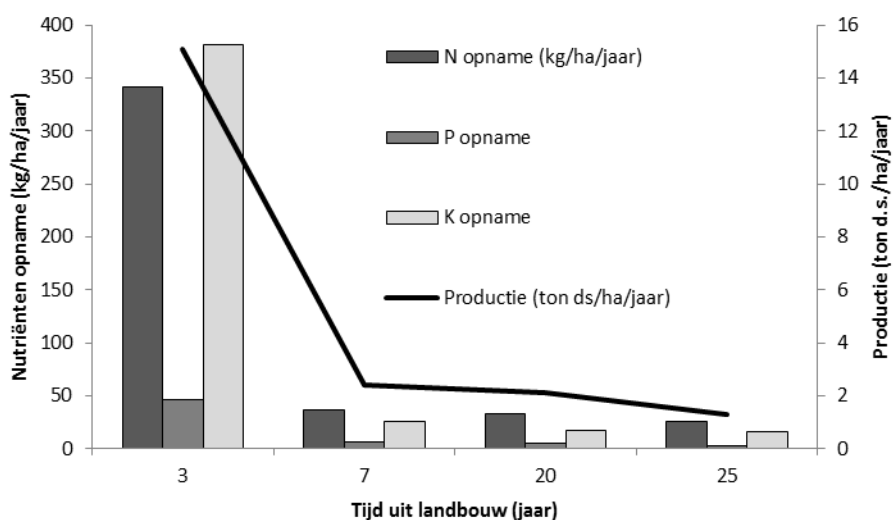
Veel toepaste vormen van omvormingsbeheer op voormalige landbouwgronden betreft verschrallen door maaien en afvoeren en beweiding. Beide strategieën worden hier gezamenlijk besproken omdat de effecten in studies vaak met elkaar vergeleken zijn.

Effect op nutriëntenpools en -beschikbaarheid

Afvoer van nutriënten

De meeste studies laten zien dat het stopzetten van bemesting tot een snelle daling van de oogst leidt, tot gemiddeld 4 ton per hectare. In West Wales halveerde de oogst na 4 jaar extensief beheer (Hayes et al., 2000; Hayes & Sackville Hamilton, 2001). Echter, op de meeste locaties daalde de productiviteit geleidelijker (Smith et al., 2000), bleef de productiviteit stabiel op lage waarden (Olff & Bakker, 1991), of daalde in eerste instantie om vervolgens weer toe te nemen door toenemende stikstofdepositie tijdens de studie (Berendse et al., 1992). Bij verschralling treedt vaak stikstof- en deels ook kaliumlimitatie op (Sival et al., 2004). Hierdoor neemt de productiviteit snel af en daarmee ook de afvoer van N, P en K (Figuur 2-49). Pegtel et al. (1996) vonden in het stroomdal van de Drentse Aa een fosfaatafvoer van 3.1 kg P/ha/j (= 98.5 mol/ha/j) op gronden die 7 jaar of langer waren verschraald. In Loefvledder daalde de fosfaatafvoer tussen 1975 en 1999 van ca 71 naar van 15.5-naar 6.1 kg P/ha/j (= 500->197 mol/ha/j). In het natuurgebied Cranendonck werd na 25 jaar verschralling nog maar 2.6 kg P/ha/j (= 84.6 mol/ha/j) afgevoerd (Kemmers et al., 2005).

Graasbeheer levert nauwelijks tot geen afvoer van nutriënten op, omdat deze binnen het gebied blijven door circulatie met via uitwerpselen en urine. Daarbij kan wel intern reallocatie optreden.

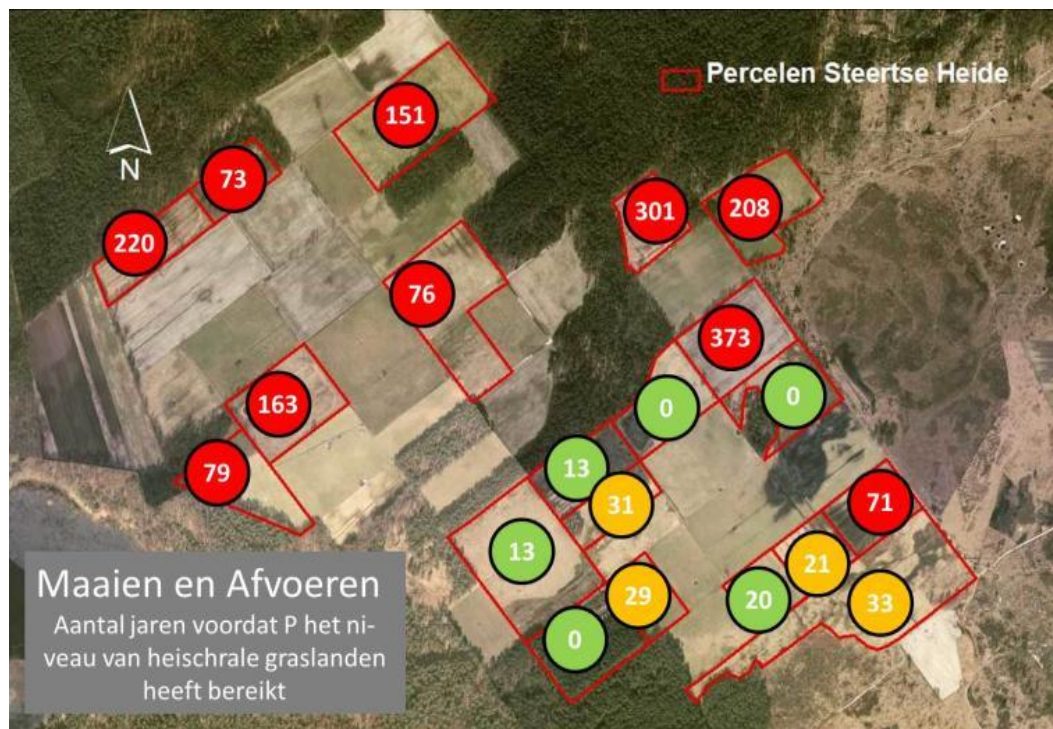


Figuur 2-49: Nutriëntenopname door vegetatie bij verschrallen in relatie tot de tijd dat de grond uit landbouwkundig gebruik is (data Sival & Chardon, 2004).

Figure 2-49. Nutrient uptake by vegetation under an impoverishment regime in relation to the period that the soil has not been used agriculturally (data Sival & Chardon, 2004).

Duur van verschrallen naar lage P-beschikbaarheid

Door de snelle daling van de fosfaatafvoer in verschrallings reeksen, blijven bodems met een grote fosfaatvoorraad langdurig fosfaatrijk. Berekeningen op basis van aannames van fosfaatafvoer bij verschrallen geven een zeer variabele tijdsduur voor het bereiken van grenswaarden: o.a. 50-100 jaar Olff & Pegtel (1994) en 100 tot 600 jaar (Lamers et al., 2005). Op basis van berekeningen die rekening houden met de afname van de productiviteit vond Van Diggelen 2014 een grote range (0-301 jaar) aan verschalingsduur voor landbouwpercelen in de Steertse Heide tot streefwaarden voor heischrale graslanden (Figuur 2-50).

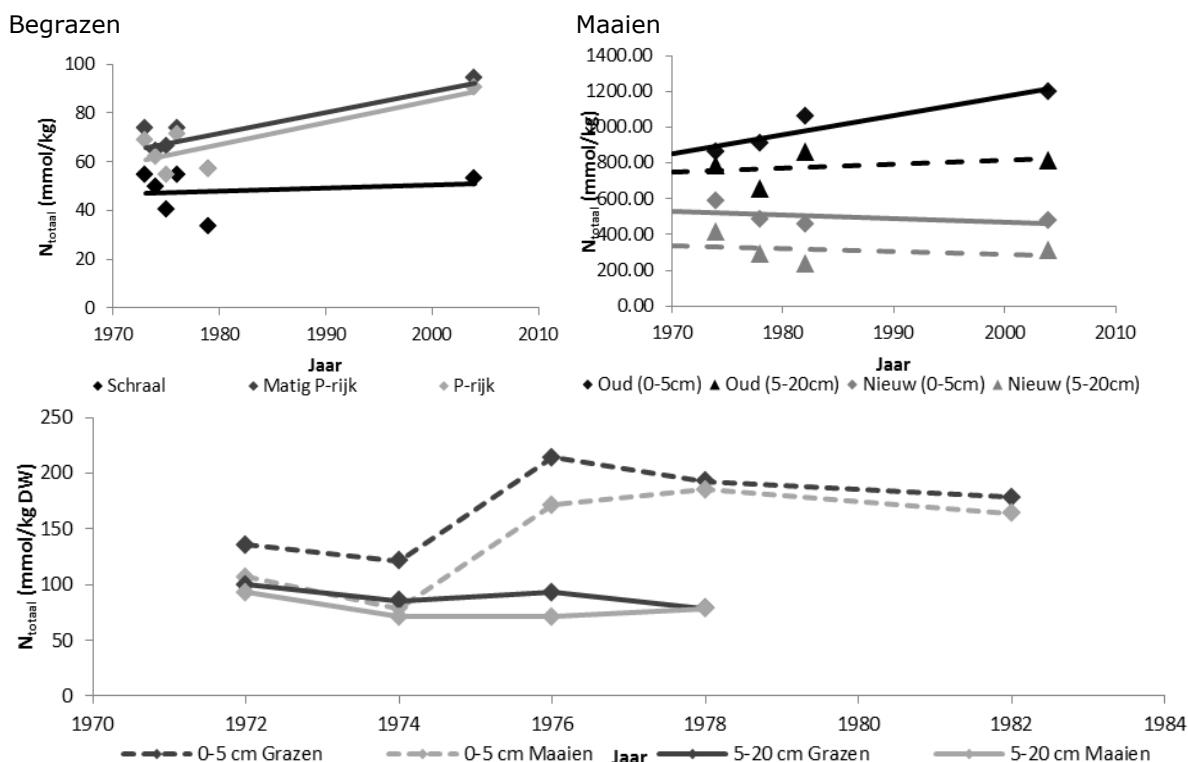


Figuur 2-50: Modelberekening van de verschalingsduur in voormalige landbouwpercelen in de Steertse heide tot de streefwaarde van heischrale graslanden is bereikt (Van Diggelen et al. 2014).

Figure 2-50. Model calculation of period in years to reach P-target values for Nardion grasslands in former agricultural meadows in the area "Steertse heide" with an impoverishment management (Van Diggelen et al. 2014).

Stikstof

Studies naar veranderingen in totaal stikstofgehalten van de bodem bij maaien door Kemmers et al. (2005) en Hendriks et al. (1985) laten zien dat er wel veranderingen in de toplaag van de bodem optreden maar niet of nauwelijks in diepere bodemlagen (Figuur 2-51). Bij begrazing treedt in de toplaag een stijging van het N-totaal gehalte onder matig en sterk P-rijke omstandigheden en niet onder P-arme. Ook bij maaibeheer treedt een toename op in N in de toplaag van percelen met een oude bodem. In de meetreeksen van Hendriks et al. (1985) treedt eerst een stijging op en na enige tijd een lichte daling op. Dit kan te maken hebben met een daling van de productiviteit en het bereiken van een evenwicht tussen productie en afbraak van organische stof in de bodem. Geconcludeerd kan worden dat de stikstofhuishouding bij begrazen en maaien beperkt wordt beïnvloed door de directe effecten van afvoer van N. De organische stof dynamiek van de bodem lijkt een dominante invloed op de stikstofvoorraad te hebben.



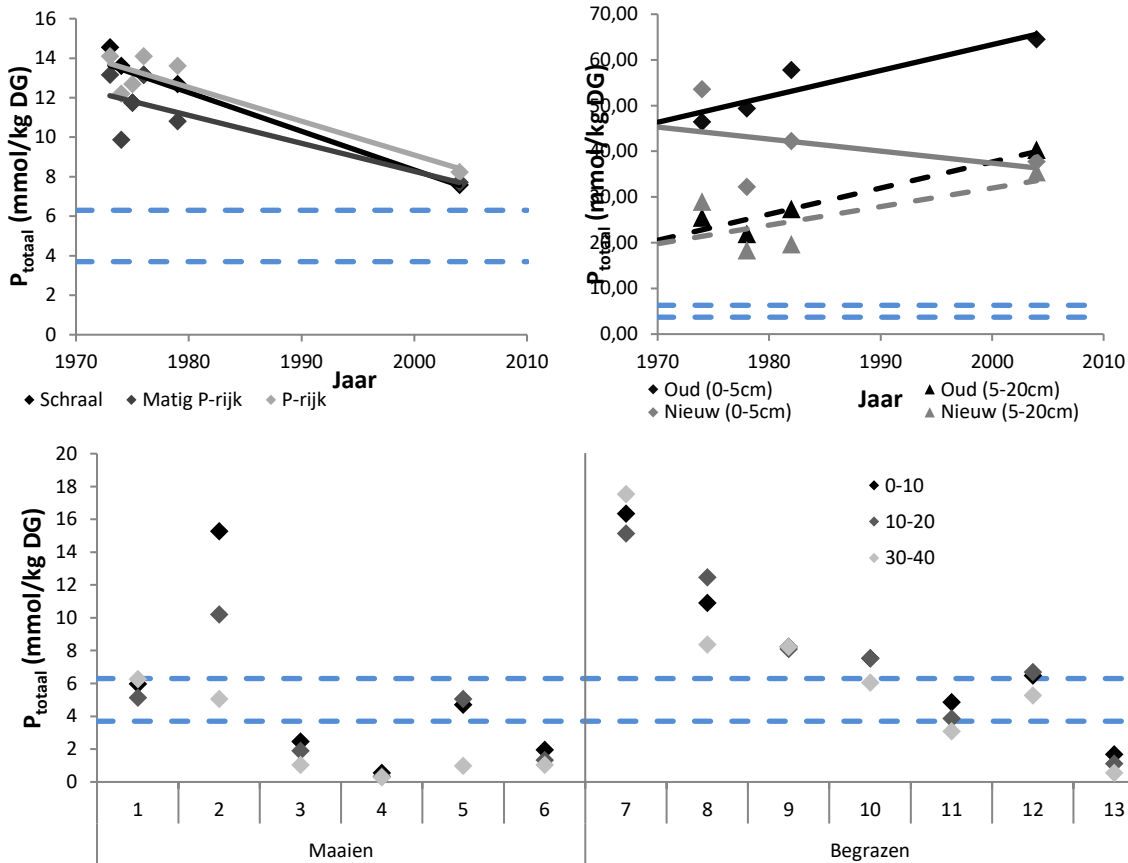
Figuur 2-51: Totaal stikstofgehalte van de bodem bij begrazen en maaien in voormalige landbouwpercelen. Data van Kemmers et al. 2005 (boven) en Hendriks et al. 1985 (onder).

Figure 2-51. Total N-pool in the soil under a grazing vs. a mowing management regime in former agricultural fields. Data from Kemmers et al. 2005 (upper) and Hendriks et al. 1985 (lower).

Fosfaat

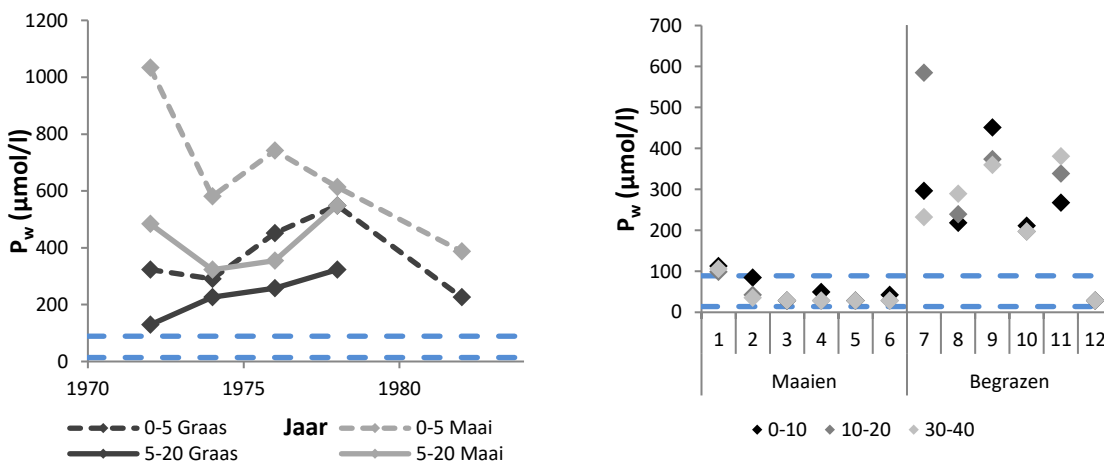
Figuur 2-52 laat veranderingen zien in P-totaal gehalten op voormalige landbouwgronden bij maaien en begrazen. Kemmers et al. (2005) maten een verlaging in het totaal fosforgehalte na 30 jaar begrazen, van ca. 14 mmol/kg DW naar 7 mmol/kg DW. Het betreft hier een situatie met een voor landbouwgronden relatief laag P-totaal gehalte. Het niveau na 30 jaar ligt echter nog steeds boven de streefwaarden van schrale natuurdoelen. De auteurs wijten een deel van de afname aan P aan uitspoeling. Voor maaien vinden Kemmers et al. (2005) in de bovenste 20 cm van de bodem voornamelijk een toename aan totaal fosfor, wat ze wijten dat aan reallocatie van fosfaat door planten vanuit diepere bodemlagen naar boven. De metingen van Sival et al. (2004) laten zien dat gemaaide plots worden gekarakteriseerd door lagere totaal fosforgehalten dan begraasde plots. De gehalten in de gemaaide plots liggen in de meeste gevallen binnen de streefwaarde van schrale natuurdoelen. Bij de begraasde locaties liggen de meeste gehalten daar boven.

Voor water-extraheerbaar fosfaat (Pw) vonden Sival et al. (2004) lagere gehalten in veldlocaties die gemaaid werden in vergelijking met percelen die begraasd werden (Figuur 2 53). In de meeste gemaaide percelen lagen de Pw gehalten in het bereik van de range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen. Voor graasbeheer is dat slechts het geval voor één perceel. Hendriks et al. (1985) maten hoge waarden voor Pw voor begrazen en maaieren, die ver boven de streefwaarden van schrale natuurdoelen liggen. Daarbij vertoon het gehalte in de toplaag van 0-5 cm een duidelijk dalende trend maaieren, maar niet bij begrazen. De diepere bodemlaag vertoont voor beide beheervormen geen duidelijke trend.



Figuur 2-52: Totaal-fosfor in de bodem bij begrazen en maaien in voormalige landbouwpercelen. Data van Kemmers et al. 2005 (boven) en Sival et al. 2004 (onder). De blauwe lijnen geven de streefwaarde van schrale natuurdoelen.

Figure 2-52. Total P-pool in the soil under a grazing vs. a mowing management regime in former agricultural fields. Data from Kemmers et al. 2005 (upper) and Hendriks et al. 1985 (lower)

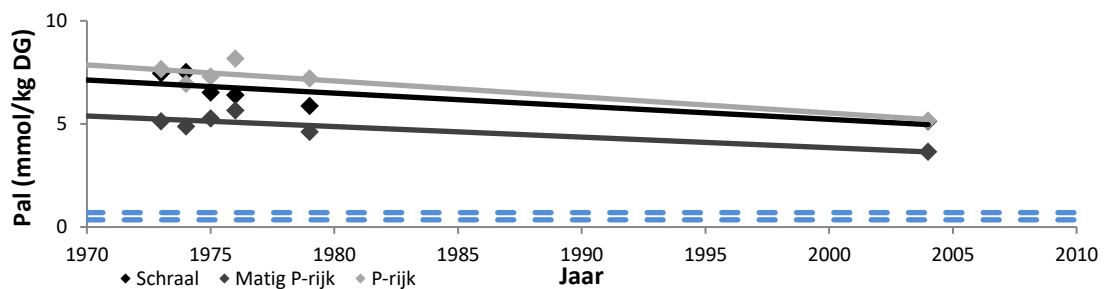


Figuur 2-53: P_w bij begrazen en maaien in voormalige landbouwpercelen. Data van Hendriks et al 1985 (links) en Sival et al. 2004 (rechts).

Figure 2-54. P_{water} under a grazing vs. a mowing management regime in former agricultural fields. Data from Hendriks et al. 1985 (left) and Sival et al. 2004 (right)

Meetreeksen van P-al gehalten in voormalige landbouwpercelen met begrazen laten in een tijdsreeks van ca. 30 jaar een afnemende trend zien (Figuur 2-54) maar aan het eind van de meetreeksen ligt het gehalte nog steeds ver boven grenswaarden voor schrale vegetatie van Timmermans et al. (2010). De gemaaide percelen

hebben een lager P-al gehalte, dicht bij de grenswaarden van Timmermans et al. (2010), maar daar wel nog steeds boven.



Figuur 2-54: Het verloop van het P-al gehalte bij begrazen in voormalige landbouwpercelen (data van Kemmers et al. 2005). Er is onderscheid gemaakt in drie klassen voor fosfaatrijkdom. De blauwe lijnen geven de streef- en maximumwaarden van Timmermans et al. (2010) aan.

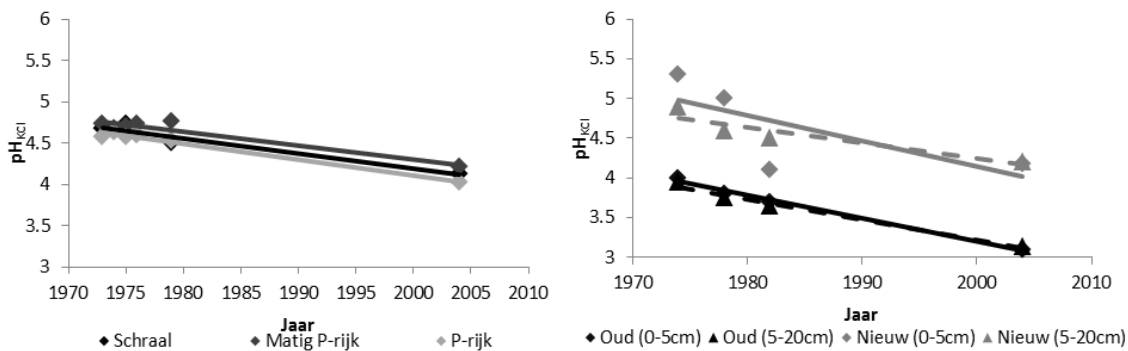
Figure 2-54. Changes in P-al content under a grazing management regime in former agricultural fields (data from Kemmers et al. 2005). Three categories of P-content are distinguished. The blue lines indicate target- and maximum values from Timmermans et al. (2010)

Samenvatting effecten op nutriënten

De verschrallende werking van maaien en begrazing op nutriëntgehalten is al met al beperkt. Op de stikstofvoorraad lijkt het effect gering te zijn, omdat deze in sterke mate wordt bepaald door de dynamiek van de organische stof in de bodem. Daarnaast wordt de stikstofbeschikbaarheid in het wat schralere bereik artificieel verhoogd door atmosferische depositie. Met andere woorden, de depositie frustreert het behalen van schrale doelen aanzienlijk en verlengt de benodigde tijdsduur aanzienlijk. Verschrallen met maaibeheer leidt slechts tot een langzame verwijdering van fosfaat omdat de afvoer van nutriënten na het stoppen van de bemesting na enkele jaren inzakt wanneer N en K de productie gaan beperken. Bij maaibeheer met afvoeren neemt de beschikbaarheid van fosfaat af en bereikt deels wel en deels niet het bereik waarbij schrale natuurdoelen kunnen voorkomen. Bij begrazing is de daling geringer en worden geen niveaus bereikt die binnen de streefwaarden van schrale natuurdoelen liggen. Berekeningen van verschrallingsduur naar een lage P-beschikbaarheid met maaien op voorheen sterk bemeste gronden geven een variabel beeld van decennia tot meer dan een eeuw. De duur hangt daarbij vooral af van de initiële fosfaatvoorraad. Om voormalige landbouwgronden om te zetten naar schrale habitattypen is begrazing ongeschikt en is verschrallen met maaien en afvoeren beperkt bruikbaar en dan vooral voor landbouwgronden met een relatief geringe P-voorraad en geringe diepte van het fosfaatprofiel.

Effect op basenhuishouding

In een langlopende studie van Kemmers et al. (2005) trad in voormalige landbouwpercelen een daling op van de bodem pH bij zowel begrazing als maaibeheer (Figuur 2-55). Een belangrijke reden hiervoor is dat na het beëindigen van het landbouwkundig gebruik niet meer bekalkt wordt. Tevens treedt door verzurende depositie uitloging van basen op. Bij maaien treedt sterkere verzuring (ca. 1 pH-eenheid) op dan bij begrazing (ca. 0.5 pH-eenheid), vermoedelijk door de grotere afvoer van basische kationen via het maaisel. Het kationadsorptiecomplex van de bodem loogt daardoor uit, met een verlaagde buffercapaciteit als gevolg. De gegevens van Kemmers et al. (2005) laten ook zien dat bij maaibeheer de bodem pH in de eerste jaren sneller daalt dan later, terwijl dit niet het geval is bij begrazen. Bij begrazing treedt de daling juist pas later op. Dit duidt er ook op dat afvoer van basen met het hooi een belangrijk aandeel heeft in de verzuring van de grond. Omdat vlak na beëindiging van het agrarisch gebruik de productie nog hoog is, treedt dan juist in de eerste jaren sterke uitloging van basen op. Later wordt dit minder. Bij beweiding hebben oude percelen meer organische stof een lagere pH dan jongere percelen. De snelheid van de pH daling is voor beide echter gelijk.



Figuur 2-55: Bodemzuurgraad bij begrazen (links) en maaien (rechts) in voormalige landbouwpercelen (data Kemmers et al. 2005).

Figure 2-55. Soil pH under a grazing (left) and a mowing (right) management in former agricultural fields (data Kemmers et al. 2005).

Effect op vegetatie en doelplantensoorten van natuurdoelen

Op droge tot vochtige voormalige landbouwgronden leidt verschrallen met maaien en afvoeren in veel gevallen tot een grasland met dominantie van Gestreepte witbol en in geval van verdere verschraling tot graslanden waarin Gewoon struisgras een hoog aandeel krijgt. Deze graslanden zijn soortenarm, bevatten doorgaans weinig schrale soorten en een algemene indruk is dat de vegetatieontwikkeling op een langere termijn in deze stadia blijft stagneren. Bakker et al. (2002) vonden bij maaien en afvoeren een afname van het aantal soorten na een initiële sterke toename. De productiviteit daalde van 580 naar 200 g/m², wat echter nog steeds dubbel zo hoog is als gebruikelijk voor heischrale graslanden. Oomes (1990) vond wel een toename van soorten wanneer de bemesting werd stopgezet en er jaarlijks werd gemaaid. Ook hij vond dat soorten die onder voedselrijke omstandigheden voorkomen afnamen en er meer soorten kwamen die onder voedselarmere condities voorkomen zoals Reukgras (*Anthoxanthum odoratum*). Ook in Trawsgoed, Wales hadden extensief beheerde gebieden na 8 jaar beheer 5 – 15 soorten per 4 m² meer dan gebieden die bemest werden (Hayes & Sackville Hamilton, 2001 in Walker et al., 2004). Een vergelijkbaar resultaat werd behaald in Somerset (Engeland), waar het aantal soorten op een onbemeste perceel leek toe te nemen met 1 soort per m² per jaar (Mountford et al., 1996). Bij experimenten van Bakker (1987) leek de toename iets bescheidener, ongeveer 1 soort per 4 m² per 4 jaar (Bakker, 1987), dit had wellicht te maken met het ontbreken van een soortenpoel in de nabijheid. Sival et al. (2004) vonden dat in gebieden met maai-beheer over het algemeen 11-16 soorten per m² voorkomen, met veel variatie in het aantal soorten van relatief nutriëntenarme condities. Voor begraaide gebieden vond ze echter veel variatie in aantal soorten variërend van 3 tot 21 soorten per m² (Sival et al., 2004).

Met toepassing van zowel maai- en graasbeheer zijn betere resultaten behaald dan met beide maatregelen apart (Hayes et al., 2000; Smith et al., 2000; Hayes & Sackville Hamilton, 2001). Door beide maatregelen toe te passen wordt de afvoer van nutriënten verhoogd en worden de omstandigheden voor de vestiging van doelsoorten verbeterd door het ontstaan van openingen in de vegetatie geschikt voor kieming en structuurvariatie. Waar over het algemeen maaien tot betere verschraling leidt, leidt de verstoring van de vegetatie door begrazing tot open plaatsen in de vegetatie die voor het ontkiemen van nieuwe zaden, of voor zaden ingebracht door enten, noodzakelijk zijn (Smith et al., 2000). Eichhorn & Ketelaar (2016) vonden in voormalige landbouwpercelen op de hogere zandgronden die niet meer waren bemest geen effect van verschillen in beheer (maaien, maaien met nabeweidning en beweidning), maar wel een verband met het agrarische gebruik. Voormalige akkers hadden een grotere florakwaliteit dan voormalige graslanden. Het P-Olson gehalte van de bodemtoplaag verschilde niet. De hogere florakwaliteit wordt door de auteurs toegeschreven aan een fase met een kale bodem na het stoppen van het agrarische gebruik, zodat zich hier nieuwe plantensoorten beter konden vestigen dan in geval van voormalige graslanden met een dichte vegetatiestructuur.

Effect op bodembiota

Het effect van verschrallen en beweidning op bodembiota op voormalige landbouwgronden is weinig onderzocht. Uit een studie komt naar voren dat de samenstelling van de microbiële gemeenschap slechts langzaam verandert bij verschraling (data Van der Bij; zie Figuur 2-42).

2.9.6 Omkeren bodemprofiel door diepploegen

Het belangrijkste doel van omkeren van het bodemprofiel is het verwijderen van de nutriëntenrijke toplaag door deze niet daadwerkelijke te verwijderen maar te begraven onder nutriëntenarm dieper gelegen grond. De bodemtoplaag wordt op de kop gezet met een speciale ploeg en wordt doorgaans begraven met ca. 50 cm dieper gelegen grond die naar de oppervlakte wordt gebracht (Glen et al., 2007; Jones et al., 2010). Deze techniek wijkt af van de normale wijze van ploegen die de bodem slechts gedeeltelijk omkeert en juist ook mixt (zie Luscombe et al., 2008). Het voordeel van omkering van het bodemprofiel is dat er geen grond hoeft te worden afgevoerd en ergens te worden afgezet. Documentatie van de effecten is gering. De techniek is uitgetest in kustduinen en op braakliggende grond (Jones et al., 2010; Russel, 2014).

Het omkeren van het bodemprofiel heeft een vergelijkbaar effect als verwijdering van de bodemtoplaag, omdat het ook de diepere bodemlaag laat dagzomen waarvan de fysische en chemische eigenschappen afwijken van de toplaag (Glen et al., 2007). De diepere laag die gaat dagzomen heeft een lager nutriëntengehalte, een lager organisch-stofgehalte en een hogere pH dan de oude bodemtoplaag (Jones et al., 2010). Het verschil met afgraven is dat bij omkering van het profiel de nieuwe diepere laag een hoger nutriënten-, organisch-stofgehalte krijgt. Bovendien treedt door het ploegen een verstoring van het profiel op. Er is weinig bekend over de effecten van toegenomen nutriënten in de diepere laag. Diepere wortelende planten kunnen de nutriëntenrijke laag bereiken (Luscombe et al., 2008) en mogelijkere wijs naar de toplaag verplaatsen.

In een experiment van Jones et al. (2010) in een eutroof duingrasland werd met een ploegdiepte de organisch-stofrijke toplaag op 80 cm diepte begraven met 40-50 cm organisch-stofarm duinzand. De pH en het organisch-stofgehalte van de nieuwe toplaag was vergelijkbaar met die van mobiele duinen. 15 maanden na het ploegen was de bodem nog grotendeels kaal en was veel zand geërodeerd door de wind, waardoor de organisch-stofarme laag een stuk dunner was geworden. De vegetatiesuccessie was langzaam en werd beperkt door betreding. Vooral soorten die opkwamen uit achtergebleven wortelresten ontwikkelde zich na 11 maanden (*Carex arenaria*, *Cirsium arvense*, *Equisetum arvense*, *Ranunculus repens*, *Rubus caesius*) en daarnaast het mos *Tortula ruralis*.

Het effect van bodemprofielomkering hangt mede af van de diepte waarmee dat plaatsvindt (Odman, 2012). Een ploegdiepte van 0.3 m had slechts een beperkt effect, terwijl een ploegdiepte van 1 m de chemische samenstelling in dezelfde richting veranderde als 1.0 m grond afgraven, maar slechts voor ca. de helft ten opzichte van afgegraven grond. Ook de verschuiving in de richting van de doelplantengemeenschap was minder groot. Dit duidt er op dat zelfs bij diepe omkering van het profiel een deel van de nutriëntenpool in de nieuwe bodemtoplaag achterblijft.

2.9.7 Toevoegen van ijzer om fosfaat vast te leggen

Het toevoegen van metalen als ijzer en aluminium aan de bodem wordt beschouwd als een techniek om de sorptiecapaciteit van de bodem voor anorganisch fosfaat te vergroten. Deze metalen kunnen op verschillende wijze worden toegevoegd als zouten (Fe of Al), ijzeroer (vooral Fe), slib uit waterzuiveringen en grondwaterwinningen (Fe of Al), afvalstoffen van aluminiumproductie (Al), boehmite (Al). Uit een review van Chardon (2009) naar de technische mogelijkheden en kosten van uiteenlopende grondstoffen blijkt dat het toevoegen van zouten en slib de fosfaatverzadigingsindex (ratio van P:Fe+Al in een oxalaatextractie) verlaagt en de oplosbaarheid van fosfaat in water uit behandelde bodems sterk kan verlagen. Wanneer kosten in overweging worden genomen is het toepassen van zouten duurder dan afgraven en daardoor voor de beheerpraktijk slecht toepasbaar. Ijzerrijk slib van grondwaterwinningen lijkt goed geschikt voor toepassing op voormalige landbouwgronden. Dit slib is in relatief grote hoeveelheden beschikbaar en vormt nu een afvalproduct. De chemische samenstelling van het ijzerslib is afhankelijk van de hydrochemie van het gewonnen grondwater en de gebruikte zuiveringstechniek en variabel in Fe-, kalk- en P-gehalten. De aanwezigheid van kalk is een voordeel wanneer men een relatief hoge bodem pH wil handhaven of een lage pH wil verhogen. Het buffert ook de verzurende werking die optreedt bij oxidatie van Fe^{2+} naar Fe^{3+} . Omdat sterke toevoer van P via het slib niet gewenst is, is het belangrijk om bij de keuze van het type slib ook het fosfaatgehalte te beschouwen. Ook ijzerrijk grondwater uit bronbemalingen en diepe boorputten is een potentiële bron voor ijzeradditie op voormalige landbouwgronden.

Effect op nutriëntenpools en -beschikbaarheid

In een veldproef van Dorland et al. (2016) werd het gebruik van ijzerslib uit grondwater-winningen uitgetest in combinaties van wel/geen toediening van ijzerslib, wel/geen 5 cm diep plaggen en wel/geen frezen van de bodem in een droog, soortenarm grasland dat voorheen als landbouwgrond was gebruikt. Bij toediening van ijzer werd de bodem 20 cm diep gefreesd om het ijzer in de bodemtoplaag te mengen. Het toedienen van ijzerslib leidde tot een verlaging van de water-extraheerbaar fosfaat en een verhoging van de fosfaatverzadigingsindex bij de behandelingen plaggen en ijzer toediening enfrezen en niet plaggen en ijzer toediening en frezen. Het toedienen van ijzer en frezen en plaggen verlaagde het P_w gehalte van gemiddeld ca. 230 naar 134 $\mu\text{mol/l}$. Daarbij wordt een niveau bereikt dat nog boven de range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen ligt (14-89 $\mu\text{mol/l}$; zie Tabel 2-4). Bij ijzer en frezen verlaagd het gemiddelde P_w gehalte van ca. 88 naar 28 $\mu\text{mol/l}$ en valt daarmee in de het bereik van streefwaarden van diverse natuurdoelen. Bij het bereiken van streefwaarden speelt mogelijk niet allen de behandeling een rol maar ook het P-gehalte in de uitgangssituatie. Het toedienen van ijzer had een gering effect op stikstof bepaald in een 0.01 CaCl_2 extract (= ca. N-mineraal), terwijl door frezen dit gehalte enigszins werd verhoogd. De totaalgehalten van Ca, Fe en werden significant verhoogd bij de toediening van ijzerslib maar die van diverse andere metalen niet. In het CaCl_2 -extract werden de gehalten van Al, As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V, en Zn na ijzertoediening verlaagd, waardoor de toevoer van zware metalen met het ijzerslib vermoedelijk geen schadelijke effecten heeft. Een praktijkervaring was dat de hoeveelheid ijzer die is toegediend, afhankelijk was van de het tijdstip van uitrijden met een mestinjector. Mogelijk werd dit veroorzaakt door het uitzakken van ijzerslib in de tank. Dit geeft aan dat het constant toedienen van een geplande dosering nog lastig is.

Effect op basenhuishouding

Het toegediende ijzerslib bevatte veel kalk (20 % DW) waardoor het een sterk bufferende werking had. De plots zonder ijzertoediening hadden een pH van 4.3 tot 5.1. De mate waarin de bodem pH verhoogd werd hing af van de hoeveelheid toegediend ijzerslib en varieerde tussen de plots van 5.7 tot 7.2. Dat is in het bereik van de zwak en sterk gebufferde natuurdoelen en buiten het bereik van heiden.

Effect op vegetatie en doelplantensoorten van natuurdoelen

De oorspronkelijke vegetatie bestond uit een soortenarm grasland met o.a. Veldzuring, Gewone hoornbloem, Gestreepte witbol, Beemdlanbloem en Pinksterbloem. In het tweede groeiseizoen hadden veldvlakken met de behandeling plaggen en frezen het hoogste aantal plantensoorten (11) en de laagste vegetatiebedekking (55-80%). De met ijzerslib behandelde vlakken hadden daarbij iets meer soorten waarbij Akkermelkdistel, Witte klaver, en Gewone rolklaver werden aangetroffen. Ook was daar de vegetatiebedekking lager (55% dan zonder ijzerslib toediening (80%). De ratio van grassen:kruiden bedekking werd vooral door frezen verlaagd, terwijl het toedienen van ijzer geen eenduidig effect had. De laagste biomassa trad op in geplagde vlakken en die meest in combinatie met ijzertoediening. Het toedienen van ijzer leidde na 2 jaar nog niet tot het verschijnen van doelsoortensoorten van schrale natuurdoelen en soorten die kenmerkend zijn voor kruidenrijke graslanden. Gezien de resultaten adviseren Dorland et al. (2016) dat het toedienen van ijzerslib het beste kan plaatsvinden in combinatie met plaggen, omdat dit de fosfaatbeschikbaarheid verlaagd en de vegetatie voor een langere tijd open houdt.

2.9.8 Immobilisatie door toevoegen koolwaterstoffen

Immobilisatie van nutriënten door het toevoegen van koolwaterstoffen is gericht op het bevorderen van de microbiële groei en als gevolg daarvan een geringere beschikbaarheid van stikstof voor de vegetatie (Morgan, 1994). Wanneer microben voorzien worden van geschikte koolstofbronnen kunnen ze beter mineraal N opnemen dan vaatplanten (Marion et al., 1982). Er zijn experimenten uitgevoerd met verschillende vormen van koolstofbronnen, waaronder sucrose, zetmeel, cellulose en houtzaagsel. De toevoeging van koolstof verlaagt de beschikbaarheid van mineraal N in bijna alle beschikbare studies, inclusief de studies die geen effecten op de vegetatie lieten zien (Wilson & Gerry, 1995, Blumenthal et al., 2003). Ook kan de toevoeging van koolstof averechts werken op de N-huishouding. In sommige gevallen stimuleerde de makkelijk opneembare koolstof de microbiële afbraak van moeilijk afbreekbaar organisch materiaal ten einde voldoende stikstof hieruit op te nemen (Jones et al., 2004). De afbraak van moeilijk afbreekbaar organisch materiaal is vaak energie (koolstof) gelimiteerd. De reductie van mineraal N kan over het hele bodemprofiel optreden (Blumenthal et al., 2003) en de toevoeging van koolstof stimuleerde de groei van inheemse soorten met 500 g/m^2 . De

toevoeging van mineraal N deed dit effect teniet, hetgeen aangeeft dat de benodigde hoeveelheid toe te voegen koolstof afhangt van de bodemvruchtbaarheid, vooral het beschikbare N-gehalte, en externe input van stikstof (bv N-depositie). Daarnaast kunnen ook bodemfactoren van invloed zijn die effect hebben op microbiële groei. Vermoed wordt dat de vereiste dosering daarom in belangrijke mate locatie-specifiek is, en dat vooraf aan grootschalige inzet op elke locatie de dosering moet worden uitgetest [**kennislacune**]. Verder is onduidelijk hoe de microbiële gemeenschap en de beschikbaarheid van minerale N voor planten reageren op het stoppen van de koolstofadditie. Het is niet uitgesloten dat door het stoppen van deze behandeling de voorraad van microbiel gebonden N afneemt en daarmee de beschikbaarheid van N voor planten weer toeneemt (Török et al., 2000) [**kennislacune**].

Török et al. (2000) suggereren dat een combinatie van sucrose en houtzaagsel goed werkt als een optimale C-bron omdat het sucrose het de minerale N-gehalte verlaagt en de polysachariden uit het zaagsel de stikstof langer immobiliseren. Echter de toepassing van deze methode geeft een wisselend resultaat. Blumenthal et al. (2003) zien dat C-additie prairieplanten bevordert t.o.v. onkruiden. Eschen et al. (2007) lieten zien dat de toevoeging van suiker en zaagsel het aandeel van grassen verlaagde en van kruiden en vlinderbloemige bevorderde. Daarentegen vonden Wilson & Gerry (1995) weinig effect op de vegetatie. Een aantal studies in prairies in de USA gaf geen effect op de abundantie van inheemse soorten maar wel een afname van onkruiden (Alpert & Maron., 2000; Paschke et al., 2000).

Sommige onderzoekers hebben ook actieve koolstof toegepast (houtschool) met het doel om laag-moleculair organische stof te binden. Daarmee beogen ze de nutriëntenbeschikbaarheid voor planten te verminderen. Deze maatregel heeft echter een beperkt effect op de vegetatie (Mitchell & Bakker, 2011) en het is onduidelijk of het effect door een verminderde beschikbaarheid van N voor planten werd veroorzaakt of door een ander effect van de houtschool.

2.9.9 Inbreng van bodemtoplaag

Effect op bodembiota en functioneren van processen in de bodem

Faciliteren van dispersie van bodembiota

In het algemeen hebben bodembiota een geringe dispersievermogen. De grotere fauna kan wel nog nieuwe locaties koloniseren door lopen en kruipen (Dunger et al., 2001; Wanner and Dunger, 2002; Eijsackers, 2011). De meeste soorten zijn nachtactief en kunnen niet overleven in de ongunstige omstandigheden die overdag heersen. Een uitzondering zijn vliegende insecten die relatief grote afstanden kunnen overbruggen en die ook overdag actief zijn. Vliegende insecten kunnen daarom herstellocaties sneller koloniseren dan kruipende fauna. Bij loopkevers kunnen soorten met lange vleugels eerder kale plekken koloniseren en nemen zij af in oudere successiestadia terwijl soorten met korte vleugels pas in de latere successiestadia toenamen door een sterker concurrentievermogen tov de langvleugelige soorten (Baudry et al., 2000). Ook Frouz (1999) vond dat het aandeel van vleugelloze vliegen in verstoorde omgeving duidelijk afnam met toenemende afstand van het ongestoorde landschap, terwijl in het centrum van het verstoorde gebied gevleugelde fenotypen overheersten. In jonge successiestadia is het belangrijker dat soorten de nieuwe plek weten te bereiken via een hoog dispersie-vermogen, terwijl in oudere stadia het competitie-vermogen belangrijker wordt. Kleine soorten (springstaarten en mijten, microarthropoden en spinnen) kunnen ook passief verspreiden, bijvoorbeeld via wind of via dieren (Gressit et al., 1960; Hawes et al., 2007). Ongepubliceerd onderzoeken aan vegetatieherstel na ingrepen lieten zien dat de soortenrijkdom van springstaarten en mijten-soorten nog steeds lager was dan in de referentiehabitats en vooral uit soorten met een brede ecologische amplitude bestond (data Berg; data Van Diggelen). Schimmels worden geacht vooral door wind, erosie en kleine dieren te worden verspreid naar nieuwe gebieden (Allen and Allen, 1984; Ingold, 1971). Ondanks de grote dispersiecapaciteit van sporen van veel schimmels, zorgt de afstand van de bron tot het behandelde perceel voor een sterke gradiënt van ectomycorrhiza's (ECM) met een specifieke verdeling van afzonderlijke soorten op deze gradiënt (Dickie and Reich, 2005; Peay et al., 2010). Daarentegen hangt bij AMF de kolonisatie van ruderaal plekken af van het weer en topografische omstandigheden (Rydlová et al., 2008; Püschel et al., 2008; Kostková and Cudlín 1990). Als mycorrhiza's een symbiose hebben gerealiseerd met geschikte plantensoorten ontwikkelt zich een dicht netwerk van mycelia in de bodem. Dit netwerk zorgt voor enting van de nakomelingen van deze planten en voor plantensoorten die in latere successiefasen arriveren (Malcová et al., 2001; Enkhtuya et al., 2005; Püschel et al., 2007a, Nara 2006b).

Directie inoculatie met bodembiota

Zoals hierboven is beschreven is het dispersievermogen van veel groepen bodembiota beperkt en zijn kolonisatiesnelheden laag. Een manier om dit knelpunt op te lossen is directe inoculatie, maar dit is in de natuurherstelpraktijk weinig uitgevoerd. Pogingen om specifieke soorten met een speciale functies te enten zijn niet bekend. Er zijn pogingen ondernomen met inoculatie met microorganismen, namelijk AMF (Van de Voorde et al., 2012) en regenwormen (Van Rhee, 1969). In veel gevallen is er geëxperimenteerd met gecultiveerde stammen van mycorrhiza's ten einde plantengroei onder moeilijke omstandigheden te bevorderen. Inoculatie met regenwormen is het meest toegepast in de herstelpraktijk (Butt et al., 1995; Butt, 1999; 2008) en kan gerealiseerd worden door het aanvoeren van plaggen, door wormen uit plaggen te isoleren en dan in te brengen of via commerciële bedrijven aan te kopen en te verspreiden. Het voordeel van het inbrengen van complete plaggen is dat regenwormen en hun cocons (en ook andere bodembiota) samen met hun milieu worden overgebracht. Het inbrengen van regenwormen direct na extractie geeft meer controle over de dichtheden waarmee geïntroduceerd wordt, maar is meer bewerkelijk en de regenwormen worden meteen blootgesteld aan de nieuwe, vaak extreme, condities van de herstelsite (Butt et al., 1995).

Inoculatie met het inbrengen van bodem

Het inbrengen van bodembiota met een beperkt dispersievermogen kan ook plaatsvinden met behulp van het inbrengen van plaggen, bodemmateriaal of strooisel uit de streef-gebieden. Ook is het mogelijk biota te introduceren met bodemkolommen of bodem'blokken'.

Recente pogingen zijn vooral uitgevoerd door de hele bodemgemeenschap te inoculeren door bodem of strooisel van een donorsite te verspreiden op een herstelsite. Enkele studies laten zien dat lokaal verzameld materiaal uit veld meer effectief zijn dan commercieel gekweekt materiaal voor de vestiging van plantensoorten van late successiestadia (Rowe et al., 2007; Allen, 1984b; Allen & Allen, 1984, 1988, 1990; Reeves, 1985; Miller, 1987; Reeves & Redente, 1991; Wilson & Hartnett, 1998; Hart et al., 2001; De Deyn et al., 2003; Klironomos, 2003). De benodigde grond die nodig is voor inoculatie met mycorrhiza's is gering. Zo gebruikte Allen & Allen (1988) succesvol een 1-2 cm dikke laag donormateriaal bovenop de bodem van een herstellocatie.

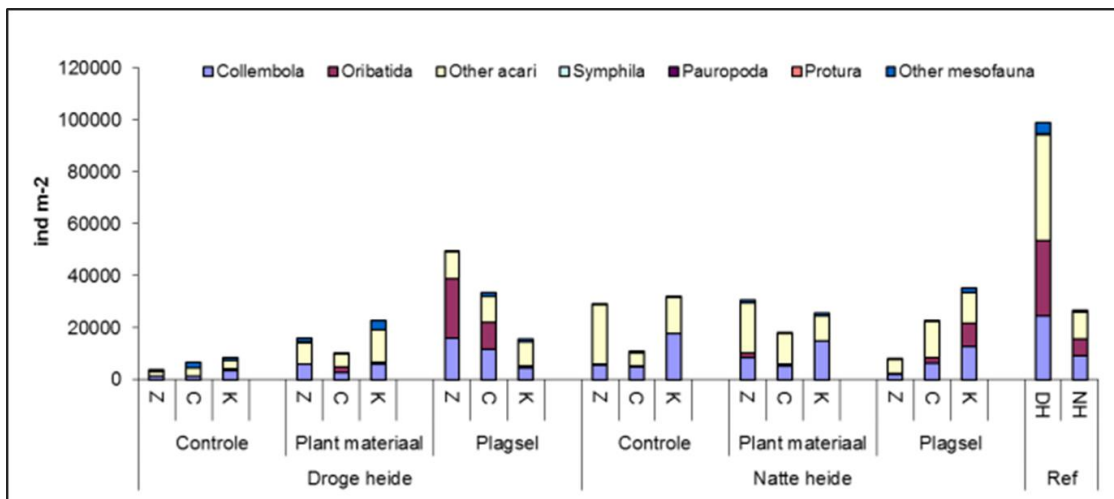
Het verplaatsen van bodemkolommen en -blokken dient twee doelen: het inoculeren van een meer complete gemeenschap van bodembiota en tegelijk de juiste milieucondities verschaffen en ook op de donorlocatie te verbeteren voor de groei van organismen. Het verschil met inoculatie met bodem en strooisel is dat de bodemkolommen en -blokken intact blijven, waardoor schade aan biota door mechanische storing beperkt wordt en de overleving wordt vergroot. Bij het verplaatsen van grond en strooisel wordt het materiaal losser en wordt het meer verspreid. Het verplaatsen van bodemkolommen en -blokken geeft daarom meer garantie dat de volledige samenstelling van de bodembiota wordt toegevoegd aan de donorlocatie. Deze wijze van inoculatie is zeer effectief in de introductie van bodembiota en plantensoorten (Boyer et al., 2011). De getransporteerde bodemdelen kunnen ook lange tijd als een bronpool voor fauna fungeren. Een aantal laboratoriumstudies laten zien dat inoculatie met bodemkolommen en -blokken uit goed ontwikkelde natuurlijke graslanden ook het verschijnen van pionierplantensoorten en invasieve planten beperkt (Rowe et al., 2009; Middleton en Bever, 2012) en het verschijnen van plantensoorten van late successiestadia bevordert (Middleton en Bever, 2012). Onderbouwing met veldexperimenten hiervoor is echter schaars.

Het effect van bodemtransplantatie op de vestiging van bodembiota op herstellocaties is afhankelijk hoe de bodemkolommen worden uitgegraven, getransporteerd, opgeslagen en geïntroduceerd op de donorlocatie. Allereerst moeten bodemkolommen voldoende diep worden uitgegraven, zodat de hele bodemgemeenschap en functionaliteit wordt bemonsterd. Bodemkolommen tot een diepte van 30 cm is voldoende om de mesofaunagemeenschap te verzamelen, maar onvoldoende voor sommige soorten regenwormen die in diepere lagen leven. Een ander belangrijk aspect is de opslag van de bodemdelen voor langere tijd. Directe transport van de donorlocatie naar de acceptorlocatie is logistiek vaak lastig. Om deze reden worden bodemdelen vaak eerst opgeslagen in stapels. In de diepere delen van zulke stapels kunnen anaerobe condities gaan optreden en als gevolg daarvan sterfte van bodembiota (Boyer et al., 2011). Echter sommige bodembiota kunnen wel overleven in de hogere delen van de stapels. Meer verspreide opslag van bodemdelen kan de overleving vergroten. De wijze waarop de populatiedichtheden van geïntroduceerde soorten kunnen toenemen en hoe dat

samenhangt met de bodemcondities en andere milieufactoren vergt meer aandacht. Zo kan een slecht fysisch contact tussen de ingebrachte bodemdelen en de grond van de donorlocatie een probleem vormen voor wortelpenetratie en regenwormen die in diepere bodemlagen leven alsmede voor kleine ongewervelden. Maar ook bij juiste plaatsing kunnen lokale milieucondities een negatief effect hebben op de samenstelling van de bodembiotagemeenschap en er voor zorgen dat geïntroduceerde soorten de de ingebrachte bodemdelen niet willen verlaten. In een experiment met transplantatie van bodemkolommen uit een naaldbos naar een locatie bij Parijs en op de Veluwe, namen de abundantie en biomassa van Protozoa en microben af in de geïntroduceerde kolommen. Dit werd toegeschreven aan het geringe aanpassingsvermogen van deze gemeenschappen aan de lokale milieucondities (Couteaux et al., 1998). In hetzelfde experiment veranderde de samenstelling van de micro-arthropoden als gevolg van de nieuwe milieucondities en door competitie met de soorten die al aanwezig waren op de acceptorsite.

Een andere vraag is in hoeverre getransplanteerde bodem kan fungeren als een bron voor kolonisatie met geïntroduceerde biota van de omringende delen van de acceptorlocatie. Dit hangt sterk af van de abiotische condities en het successiestadium van de acceptorlocatie. De condities van de acceptorlocatie moeten dusdanig zijn dat dat geïntroduceerde soorten kunnen overleven en groeien. Zo trad in een transplantatie-experiment met bodemblokken hoge overleving op van bodemfauna, maar trad bijna geen migratie op naar de omringende bodem (data Frouz). Hetzelfde was het geval met nematoden in een experiment met het inbrengen van bodemkolommen in voormalige landbouwpercelen. Dit werd toegeschreven aan te grote verschillen in bodemcondities tussen de kolommen en de acceptorlocatie. Zulke experimenten duiden er op dat migratie van biota uit de bodemdelen alleen goed mogelijk is als de milieucondities van de donor- en acceptorlocatie niet te veel moeten verschillen. Bovendien is doorgaans de verhouding tussen de oppervlakte van geïntroduceerde bodemdelen en de oppervlakte van de acceptorlocatie zeer laag is. Daardoor is er potentieel een probleem met competitie met de soorten van de acceptorlocatie die door hun veel grotere aantallen in een veel betere positie zijn om de getransplanteerde bodemblokken te koloniseren dan omgekeerd.

Er zijn enkele veldstudies die succesvolle introducties van bodembiota rapporteren. In het Noordenveld werden gefragmenteerde plaggen van droge en natte heiden geïntroduceerd op afgegraven landbouwgrond (Weijters et al., 2014). Dit leidde ten opzichte van alleen plaggen of plaggen en toevoegen van maaisel tot een veel betere vestiging van heidesoorten en een verschuiving van de verhouding schimmels : bacteriën in de richting van de doelvegetatie. De effecten waren het sterkst op droge standplaatsen en geringer op natte. Op de droge standplaatsen trad ook snellere toename op van springstaarten en mosmijten t.o.v. geen introductie (Figuur 2-56). Een 6-jarig experiment in de Reijgerskamp (Wubs et al., 2016) met het uitstrooien van plagsel uit een heischraalgrasland en heide op ontgronde landbouwgrond resulteerde in meer biomassa van micro-organismen en meer mycorrhiza's t.o.v. alleen ontgronden en een hogere schimmel:bacterie ratio t.o.v. niet ontgronden. Ook trad een snellere ontwikkeling op richting heischrale graslanden in geval van inbreng van plagsel uit heischraalgraslanden en uit heiden, en ontwikkeling naar droge heide in geval van inbreng van heideplagsel. Ondanks zulke voorbeelden is succes lang niet altijd gegarandeerd en lijkt in meerdere gevallen het effect van inbrengen van plagsel gering voor herstel van bodembiota. Hedlund (2002) en Hedlund & Gormsen (2002) vonden een gering effect na inoculatie met bodemblokken op zowel de mycorrhiza typen als op de overleving van doelplantensoorten in de omgeving van de transplantaten. Ook Kardol et al. (2009) vonden geen significant effect van het uitstrooien van donorbodem en introductie van bodemblokken op de planten- en nematodengemeenschap. Zij concludeerde dat de introductie van bodemorganismen van late successiestadia op een bodem waarvan de toplaag was verwijderd, het verschijnen van plantensoorten van late successiestadia niet faciliteerde. De oorzaak daarvan is waarschijnlijk een mismatch tussen de vereiste bodemcondities van de geïntroduceerde bodembiota de condities van de acceptorsite. Van der Wal et al. (2006) stelde vast dat dat de vestiging van schimmelhyphen op voormalige akkerbodems na verspreiding alleen mogelijk is als er een strooisellaag is ontwikkeld die slecht-afbreekbaar organische stof bevat en als zich geschikte gastheerplanten voor EMF schimmels hebben gevestigd. Ook Frouz et al. (2009) concludeerden dat de aanwezigheid van een gedeeltelijk afgebroken strooisellaag essentieel is voor het herstel van mesofauna gemeenschappen op herstellocaties voor heide.



Figuur 2-56: Abundantie van mesofaunagroepen 2 jaar na afgegraven landbouwgrond in het Noorderveld (Weijters et al. 2014). Controle = geen aanvullende maatregel, plantmateriaal = aanvoer van maaisel, plagssel = uitstrooien van heideplagssel, Ref: referentiesite droge heide (DH) en referentiesite natte heide (NH).

Figure 2-56. Abundance of mesofauna groups 2 years after top soil removal in the area "Noorderveld" (Weijters et al. 2014). Controle = no additional manipulation, plant materiaal = introduction of mowing material, plagssel = introduction of sods. Ref: reference site dry heath (DH) and reference site wet heath (NH).

Bovenstaande bevindingen duiden er op dat bij introductie van bodemmateriaal aandacht voor de bodemcondities en eventuele manipulatie daarvan belangrijk is voor herstel richting bodemgemeenschappen van doelen. Toekomstig onderzoek moet daarom inzetten op de effectiviteit van introducties in de herstelpraktijk. Daarbij is het belangrijk om te kijken naar de effecten van gecombineerde maatregelen. Kardol et al. (2009) suggereerde verschillende opties: (1) inoculatie van organismen van intermediaire successiestadia die mogelijk minder veeleisend zijn ten aanzien van bodemcondities locaties waar de bodem toplaat is verwijderd, en (2) op meerdere momenten gedurende de successie inoculeren. Zo kan bijvoorbeeld een eerste inoculatie zorg dragen voor de introductie van planten en mycorrhiza die de vegetatieontwikkeling bevorderen. Een volgende inoculatie zou kunnen plaatsvinden wanneer doelplantensoorten zich vestigen en strooisel gaan produceren en zou kunnen bestaan uit strooisel van donorlocatie ten einde bodembiota die in het strooisel leven te bevorderen. Een andere optie is de inoculatie te combineren met bodemmateriaal of een ander materiaal (bv mulch) dat de bodemcondities voor de te introduceren bodembiota verbetert.

Een belangrijk aspect bij transplantatie van bodemdelen, bodem en strooisel is om ook het effect op de donorlocatie mee te wegen. Voor zeldzame natuurdoelen zijn donorlocaties bovendien schaars. Aantasting van de donorlocatie treedt vooral sterk op bij het verwijderen van bodemdelen. Zo'n ingreep kan doorgaans alleen worden gerechtvaardigd als de donorlocatie dreigt te worden vernietigd (bv aanleg van een weg) of in grote mate beschikbaar is (bv heiden).

2.9.10 Inbreng doelplantensoorten

Effect op vegetatie

Bij heides heeft op korte termijn (3 jaar) het inbrengen van plagssel van niet-vergraste heide de meest duidelijke positieve effecten op het aantal en de bedekking van kenmerkende heidesoorten. Ook een aantal Rode lijst-soorten zoals Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) kunnen op deze manier goed worden ingebracht. Voor veel andere soorten is het effect van maaiseltoediening beperkt en verschilt nauwelijks van "vrije" successie. Met het inbrengen van plagssel ontwikkelen de proefvlakken zich snel in de richting van de doelvegetaties, zowel onder natte als droge condities. De bedekking van kenmerkende heidesoorten neemt sterk toe ten koste van algemene graslandsoorten en ruderaal soorten (Weijters et al. 2015).

Het blijft uiteraard de vraag hoe de vegetatie zich op langere termijn zal ontwikkelen. Het is goed mogelijk dat de beschreven ontwikkeling verandert als gevolg van N-depositie. De productiviteit van de vegetatie wordt gedurende de eerste jaren beperkt door de zeer lage

beschikbaarheid aan stikstof maar een toename in de beschikbaarheid als gevolg van depositie zou een voordeel zou kunnen betekenen voor sneller groeiende grassen zoals Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) of Gewoon struisgras (*Agrostis capillaris*). Tegelijkertijd neemt de hoeveelheid fosfor niet toe en lijkt er een tendens te bestaan van een verschuiving van N naar P als beperkend nutriënt. Mogelijk dat een dergelijke verschuiving juist de langzamer groeiende karakteristieke heidesoorten bevoordeelt (Aerts 1989).

Effect op bodembiota en functioneren van processen in de bodem

Het inbrengen van plantensoorten kan de ontwikkeling van de bodemgemeenschap bevorderen door verandering van de bodemcondities en input van boven- en ondergrond organische stof dat de basis vormt voor het voedselweb. Het zaaien van zaadmengsels lijkt grote invloed te hebben op arbusculaire mycorrhiza's (AMF), omdat de geïntroduceerde soorten fungeren als gastheer. Het effect daarvan op de gehele microbiologische structuur is echter gering. Wel neemt de microbiële biomassa van bacteriën en saprofytische schimmels toe in bodems die waar zaadmengsels zijn toegepast (Hedlund, 2002).

Zoals in paragraaf 2.6 is beschreven kunnen specifieke eigenschappen van planten de samenstelling van de bodembiota beïnvloeden en daarmee ook nutriëntencyclus (wortel-versus strooiselkanaal; langzaam versus snel). Dit wordt goed geïllustreerd in het 'common garden' experiment waarin geëxperimenteerd is met verschillende soortensets van planten die verschillen in de eigenschappen voor strooiselkwaliteit op een bodem die uniform is voor milieu-omstandigheden (Tilman et al., 1996; Wardle et al., 2004). Het aanplanten van boomsoorten met een lage strooisel C:N ratio op voormalige mijnbouwlocaties laat zien dat daarbij sterke kolonisatie optreedt met regenwormen die zorgen voor sterke bioturbatie en accumulatie van organisch materiaal in de minerale toplaag (Frouz et al., 2007; 2014b). Daarentegen ontwikkelden locaties zonder zulke aanplant een strooisellaag met een hoge C:N ratio. Aanvoer van strooisel uit grasland in een experiment op het Noorderveld heeft een duidelijk effect op de mesofauna samenstelling van droge standplaatsen (Figuur 2-56).

2.9.11 Toevoegen van andere stoffen

Veel andere materialen dan hierboven besproken worden in de praktijk van ecologisch herstel en ook ontginning gebruikt met als doel de bodemcondities voor plantengroei te bevorderen. Veelal zijn deze technieken gericht op het bevorderen van een hoge productiviteit van de vegetatie en zijn daarom niet altijd geschikt voor herstel van schrale natuurdoelen. Daarnaast worden deze technieken ook toegepast om erosie tegen te gaan, vestiging van planten te bevorderen. Ze kunnen daarom van nut zijn bij het opgang brengen van jonge stadia op B en C horizons van bodems na plagen en afgraven. Tabel 2-6 geeft een overzicht van technieken en hun relevantie voor de praktijk van ecologisch herstel.

Tabel 2-9: Diverse technieken met toevoeging van materiaal aan de bodem.

Table 2-9. Several techniques to add material to the soil.

Categorie	Beschrijving	Mechanisme	Potentieel gebruik in bij ecologisch herstel	Referentie
kunstmest	minerale bemesting met de belangrijke macro- en micronutriënten	levert essentiële nutriënten voor plantengroei	zeer weinig toegepast voor ecologisch herstel; toegepast bij herstel van bauxiet mijngebieden	
bekalking	gemalen kalksteen of dolomiet. Vaak een mengsel van calcië en dolomiet	verhogen basenverzading en de pH	regelmatig gebruikt voor herstel van sterk en zwakgebufferde natuurdoelen; ook voor het onderdrukken van Pitrus op voormalige landbouwpercelen	
zwavel	elementair zwavel of zwavelzuur	voor verlaging van de pH	toegepast voor herstel van heiden	Lawson et al., 2004; Diaz et al., 2008;

			op voormalige landbouwgrond	Weijters et al. 2014
steenstof	fijngemalen rots of artificiële stenen (baksteen, pannen)	voor geleidelijke afgifte van nutriënten, kan pH beïnvloeden	weinig toegepast; recent mee geëxperimenteerd in geplagde heiden ten einde een te kort aan fosfaat tegen te gaan	Vogels et al. 2016
organische bemesting	variabele vormen van uitwerpselen van dieren; ook van dierresten (botten, schalen)	levert nutriënten en organische stof	van beperkt nut, zeker voor herstel van schrale natuurdoelen; gemalen botten en schalen van schaaldieren kunnen een optie zijn voor langzame afgifte van P	
mulch	organisch materiaal (hooi, stroo, houtsnippers, papier) om de bodem mee af te dekken, kan ook bestaan uit matten (juten en andere houtvezels)	microklimaat voor kieming en overleving, gaat uitdroging van de bodem tegen; bescherming tegen erosie	wordt gebruikt bij ecologisch herstel van (half)natuurlijke habitats	Eckstein & Donath 2005
houtskool (Biochar)	zwarte residu na pyrolyse of verhitting onder zuurstofarme omstandigheden van hout en andere materialen	bindt goed water en wateroplosbare stoffen	weinig gebruik bij ecologisch herstel; bevordert vlinderbloemigen en N ₂ -fixatie	Tess et al. 2014
polyacrylpolymeer	Hydrofiële polyacryl polymeren	groot waterhoudend vermogen dat opneembaar is voor planten	niet toegepast voor ecologisch herstel; wordt gebruikt voor vestiging van planten op kale bodems en dan vooral op droge klimaten en vervuilde substraten	Qu & de Varennes 2009; Qu et al. 2009
humus zuren	humuszuren die met alkalische stoffen aan bodems zijn onttrokken; commerciële producten vaak op basis van steenkool of verwante materialen	humuszuren hebben een grote sorptiecapaciteit waardoor ze veel uitwisselbare ionen kunnen adsorberen en deze aan planten kunnen afstaan; ook belangrijk voor pH buffering en draagt bij aan de vorming van bodemstructuur	weinig gebruikt in ecologisch herstel; o.a. voor vestiging van planten in zandduinen	Willis & Hester 2008

2.9.12 Vergelijking herstelstrategieën

Tabel 2-10 laat zien dat met plaggen, afgraven bouwvoor en diep ontgronden het mogelijk is om op korte termijn schrale natuurdoelen effectief te realiseren. Deze techniek leidt snel tot zeer geschikte omstandigheden voor schrale natuurdoelen: 1) de voorraad en beschikbaarheid van fosfaat wordt direct sterk verlaagd 2) ook de stikstofbeschikbaarheid wordt geminimaliseerd door het verwijderen van organische stof 3) er wordt een kale bodem gecreëerd waarin doelplantensoorten gemakkelijk kunnen kiemen en niet om licht hoeven te concurreren met een gevestigde vegetatie. Hoe langer de vegetatie na een ingreep open blijft des te meer doelplantensoorten zich kunnen vestigen. Het plaggen, afgraven van de bouwvoor en diep ontgronden is in veel uitgevoerde projecten niet effectief geweest voor een voldoende

verlaging van de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid (Bekker 2008, 2009). Dit wordt toegeschreven aan de mate van ontgronden; in veel projecten is de fosfaatverrijkte bodemlaag onvoldoende verwijderd. Deze maatregelen kunnen effectief zijn, maar dat hangt dan wel af van een adequate uitvoering waarbij de afgraafdiepte wordt afgestemd op het diepteprofiel van fosfaat.

Andere hoofdherstelstrategieën zoals uitmijnen met gewassen en verschralen met maaibeheer, bieden op korte termijn (< 10-20 jaar) weinig perspectief op het realiseren van schrale natuurdoelen. Een belangrijke reden is dat afvoer van fosfaat en verlaging van de fosfaatbeschikbaarheid naar streefwaarden van schrale natuurdoelen in een deel van de gevallen (uitmijnen) en vaak (verschralen) lang duurt. Daarnaast vormt de gesloten vegetatie bij uitmijnen en bij beweiden een belemmering voor de kieming en vestiging van doelsoorten. Langdurige verschraling en beweiding leiden nauwelijks tot schrale natuurdoelen. Langdurige uitmijnprojecten zijn niet voorhanden en daarmee is de effectiviteit van deze strategie vooralsnog onzeker. Uitmijnen en verschralen kunnen wel een vergaande P-verwijdering bewerkstelligen en zijn daarmee een optie als dit het belangrijkste doel is. Uitmijnen met een gras-klover mengsel en kalibemesting is daarbij perspectiefvol, o.a. omdat hiernij geen N-bemesting nodig is. Met uitmijnen met dieper wortelende gewassen die bij diepe fosfaatprofielen ook de diepere bodemlaag kunnen uitmijnen is nog nauwelijks ervaring [kennislacune].

Het toedienen van ijzer leidt tot een verlaging van de fosfaatbeschikbaarheid voor planten, maar niet de fosfaatvoorraad. Deze methode is in het veld slechts in één experiment onderzocht waarbij het ijzerslib met frezen in de bodemtoplaag werd gewerkt. Hierbij werd de P-beschikbaarheid verlaagd tot P_w waarden in het bereik van schrale vegetatietypen, maar niet altijd. De onderzoekers van het betreffende experiment adviseerden om gezien het gunstige effect van een open vegetatiestructuur, ijzertoeiening te combineren met ondiep plaggen (Dorland et al., 2016). Deze strategie is echter nog zo weinig in veldsituaties onderzocht dat vergaande conclusies niet mogelijk zijn [kennislacune].

Het bodemprofiel omkeren kan in potentie ook leiden tot een lage P en N beschikbaarheid in de top laag, maar is ook zo weinig uitgetest en alleen in kort lopende veldexperimenten dat geen conclusies kunnen worden getrokken of schrale doelen daarmee gerealiseerd kunnen worden [kennislacune].

Bij het toevoegen snel opneembare koolwaterstoffen om de N-beschikbaarheid voor de vegetatie te verlagen zijn de effecten op de vegetatie en de effecten na stoppen van de additie te onzeker en alleen onderzocht in systemen die sterk afwijken van schrale natuurdoelen in Nederland. Er zijn alleen kortlopende experimenten uitgevoerd en experimenten in de Nederlandse context ontbreken volledig [kennislacune].

De effectiviteit van maatregelen op het bodemleven kan alleen worden beoordeeld voor verwijdering van de bodemtoplaag, verschralen en de combinatie van afgraven of ontgronden en inbreng van bodembiota. Bij verschralen lijkt de ontwikkeling van het bodemleven richting dat van de beoogde natuurdoelen slechts langzaam op te treden. Alhoewel de abundantie en de biomassa van het bodemleven bij zulke technieken veel hoger is dan bij plaggen, afgraven of ontgronden, wijkt de soortensamenstelling sterk af van die van referentiesituaties en blijft lange tijd vrijwel identiek aan die in landbouwsituaties. Bij plaggen, afgraven of ontgronden wordt de biomassa en abundantie van bodembiota groepen sterk verlaagd, omdat een groot deel van de organische stof en bodembiota zich in de verwijderde top laag bevond. Opbouw na de ingreep verloopt vervolgens traag als gevolg van een geringe vegetatie, een gebrek aan geschikte organische stof en voor veel soorten een beperkt dispersievermogen vanuit de omgeving. Wel kan na deze ingreep de samenstelling van de bodemgemeenschap zich sneller in de richting van het doel ontwikkelen dan wanneer de bodemtoplaag niet wordt verwijderd. Blijkbaar kan het verwijderen van de 'landbouw' bodemgemeenschap ruimte scheppen voor ontwikkeling van de samenstelling van bodemleven in de richting van het doel.

Het toevoegen van bodemmateriaal met als doel bodembiota in te brengen is vooral uitgetest in combinatie met afgraven en ontgronden waarbij het materiaal vlak na de bodemingreep werd ingebracht. In die experimenten zijn alleen de effecten op de bodemfauna in de eerste jaren na de ingreep gevolgd. Het inbrengen van bodemmateriaal ondervangt de sterke dispersielimietatie die voor veel bodembiota geldt en het brengt tevens geschikt organische stof in. Het inbrengen van complete plaggen en bodemkolommen of blokken kan effectief zijn om bodembiota te introduceren op een herstellocatie, maar kolonisatie van de bodem rond de opgebrachte bodemdelen is veelal gering. Het vlakdekkend uitstrooien van een dunne laag plagsel (1 tot enkele cm's) uit heiden en heischrale graslanden kan leiden tot een versnelde bodemsuccesie ten opzichte van alleen bodem verwijderen. Daarbij kan een snellere toename van microbiële biomassa, de abundantie van mycorrhiza's en mesofaunagroepen optreden.

Ook worden hogere schimmel: bacterie ratio's bereikt. Het kan ook leiden tot een snellere ontwikkeling van de microbiële gemeenschap in de richting van het natuurdoel. Omdat ontwikkeling van bodembiota sterk samenhangt met de bodemontwikkeling, blijft de abundantie en soortenrijkdom van veel bodembiotagroepen nog lange tijd laag en lager dan in de referenties. Het uitstrooien van plagsel uit heischraalgraslanden en heiden versnelt ook de vegetatie-ontwikkeling in de richting van respectievelijk heischraalgrasland en heiden t.o.v. alleen de plaggen, afgraven of ontgronden en verwijderen. Hier speelt zowel de inbreng van diasporen van de doelplantensoorten als ook de inbreng van bodembiota een rol. Er zijn geen gedocumenteerde experimenten bekend met inbreng van plagsel uit andere schrale natuurdoelen die in dit onderzoek worden beschouwd. Evenmin zijn experimenten uitgevoerd met inbreng van bodemmateriaal op afgegraven bodems in een later successie stadium en combinaties met inbreng van andere vormen van organische stof die het gebrek aan geschikte organische stof ondervangen.

Al met al lijken plaggen, afgraven, ontgronden al dan niet met het inbreng van plagsel het meeste perspectief te bieden voor snel herstel van zowel een lage nutriëntenbeschikbaarheid als ook van de typische vegetatie en bodemgemeenschap van schrale natuurdoelen. Een belangrijke voorwaarde is dat bij plaggen, afgraven en ontgronden de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid verlaagd worden naar streefbereiken van schrale natuurdoelen. Uitmijnen en verschralen via maaien en afvoeren zijn vooral inzetbaar als middel om de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid te verlagen. Verschralen en beweiding biedt weinig perspectief voor een realisatie van schrale natuurdoelen binnen afzienbare tijd. Voor uitmijnen moet nog blijken in hoeverre schrale natuurdoelen zich kunnen ontwikkelen door middel van langer lopende experimenten.

Ten aanzien van de effecten op de bodemzuurgraad en basenrijkdom kan het volgende worden vastgesteld. In kalkarme bodems zorgen plaggen, afgraven en ontgronden vaak voor afvoer van een groot deel van de zuurbuffercapaciteit. Wanneer er geen aanvoer van basen via toestroming van grond- of oppervlaktewater plaatsvindt treedt bij de opbouw van organische stof verzuring op. Wanneer herstel van zure heiden wordt nagestreefd is dat geen nadeel maar zwakgebufferde en basenminnende natuurdoelen kunnen zich dan echter niet ontwikkelen of op langere termijn handhaven. Er is op landbouwgronden nauwelijks geëxperimenteerd met de combinatie van plaggen, afgraven, ontgronden en aanvoer van basen (bekalking of toepassen van materialen die langzaam kalk loslaten en bufferen). In geval van voldoende aanvoer van basen via toestroming van grond- of oppervlaktewater kan in de nieuwe bodem een hoge basenverzadiging ontstaan in het bereik van zwakgebufferde en/of sterk gebufferde natuurdoelen. Basenminnende natuurdoelen kunnen zich na plaggen, afgraven, ontgronden ontwikkelen op kalkhoudende en -rijke bodems. Verschralen op kalkarme bodems kan leiden tot een sterke verlaging van voorraad geadsorbeerde basische kationen door de afvoer van basen met het maaisel en daarmee ook leiden tot daling van de basenverzadiging en bodem-pH. Ook bij beweiding kan door uitloging verzuring optreden.



Afbeelding 6. Verschralen met reguliere landbouwapparatuur (Foto Jan Bakker).
Picture 9. Impoverishment management with regular agricultural machinesa (Photo Jan Bakker)

Tabel 2-10: Effectiviteit van strategieën voor het realiseren van schrale natuurdoelen. De kleuren geven aan in hoeverre een strategie effectief is.

Table 2.10. Effectivity of strategies to realise low-productive nature targets. Colours indicate the effectiveness of a strategy.

Legenda	
Trends	
--	wordt in een keer sterk verlaagd naar laagniveau
-	afnemende trend
0	geen sterk effect
+	toenemende trend
++	wordt in een keer sterk verhoogd
Noten	
*1	*1 = verzurend effect op kalkarme bodem zonder aanvoer basen via grond- en oppervlaktewater; bij voldoende aanvoer van basenhoudend grondwater of -water, wordt relatief hoge pH en basenrijkdom gehandhaafd; in geval van kalkhoudende bodem geen verzurend effect; effect realisatie natuurdoel hangt af van of basenminnende, zwak gebufferde dan wel zure doeltypen wordt gekozen
*2	*2 = potentieel verzurend effect in situaties met kwel, laag ingestelde zomerstanden kunnen leiden tot minder kwel van basenhoudend grondwater
*3	*3 = realisatie hangt ook af van aanwezigheid in zaadbank en vestigingsmogelijkheden vanuit nabije omgeving, vaak sprake van dispersielimitatie
*4	*4 = verminderd wel beschikbaarheid van mineraal N voor vegetatie
*5	*5 = effect kan optreden in droge systemen, niet of minder aanwezig in natte systemen; vaak toegepast in combinatie met afgraven
Indicatie algehele effectiviteit voor realiseren abiotiek en biotiek van schrale natuurdoeltypen	
H	meest effectief
A	additioneel positief effect in combinatie met strategie 1
H	minder effectief, onduidelijk of schrale natuurdoelen worden gerealiseerd
H	ineffectief, zeer lange ontwikkeltijd
H/A	weinig over bekend, vergt meer onderzoek

Nr	Type	Maatregel	Organische stof/ N totaal	P-totaal en beschikbaar P	pH/ basenrijksdom	bodemleven	realiseren schrale natuurdoelen	kennislacune
1a	H	plaggen/ afgraven bouwvoor	--- mits org-stofrijke laag geheel wordt verwijderd, op langere termijn + door bodemontwikkeling	---, mits P-rijke laag wordt verwijderd	-, door verwijderen buffercapaciteit, *1	•sterke afname abundantie/ biomassa van bodembiota, langzaam herstel bodembiota door gebrek aan organische stof en dispersielimietatie •sneller herstel van bodemgemeenschap richting doeltype dan zonder ingrijpen in bodem	ja mits P-rijke laag wordt verwijderd *3	•welke factoren bepalen onder nutrientenarm omstandigheden tijdsduur van open vegetatie •herstel van bodemleven van andere doeltypen dan heischraalgraslanden en heiden •ontwikkeling bodemleven op langere termijn
						•idem 1a •ook verwijderen biota die in diepere deel van de bodem zitten		•idem 1a+b •vestiging uit zaadbank oude bodem die gaat dazomen
		ontgronden (meer dan alleen de bouwvoor)	--, op langere termijn + door bodemontwikkeling					•bereiken van voldoende lage P-beschikbaarheid en schrale doeltypen wegens ontbreken lange meetreeksen/ experimenten; •effecten van combinatie met plaggen, ijzer toedoeing en inbreng biota •uitmijnen met dieper wortelende gewassen bij diepe fosfaatprofielen •reallocatie van fosfaat van diepere bodemlaag naar top laag bij diepe fosfaatprofielen
1c	H	diep ontgronden naar oude maaienveld	--, op langere termijn + door bodemontwikkeling					
2	H	uitmijnen van P met productieve gewassen	0 of + door bodemontwikkeling	-, onzeker of P-beschikbaarheid van schraalste natuurdoeltypen wordt bereikt	0, geen verzuring door afvoer basen te compenseren met bekalking	?	geringe kans door aanwezigheid gesloten vegetatie in geval van uitmijnen met gras en gras/klavermengsel *3	
3	H	verschrallen door maaien + afvoeren	0 of + door bodemontwikkeling	-, kan lang duren, veraging naar niveau van natuurdoeltypen kan wel optreden	-, door afvoer van basen met maaisel	eventueel zeer langzame ontwikkeling bodemgemeenschap richting doeltype	laag door te geringe verschralling en slechte mogelijkheden voor vestiging door gestoten vegetatie *3	•manipuleren open vegetatie/ kale bodem ten voor vestiging van doelsoorten

Nr	Type	Maatregel	Organische stof/ N totaal	P-totaal en beschikbaar P	pH/ basenrijkdom	bodemleven	realiseren schrale natuurdoelen	kennislacune
4	H	bewelden	0 of + door bodemontwikkeing	0/- vaak blijft beschikbaarheid te hoog voor scharle natuudoeltypen	-, 1*	?	laag door vaak te geringe af name P- beschikbaarheid en en slechte mogelijkheden voor vestiging door gesloten vegetatie *3	
5	H	nutriëntenrijke toplaag laten zitten + overschakelen op voedselrijke doelen	0 of + door bodemontwikkeing	0	*1	?	nvt	
6	H	omkeren profiel door diep ploegen	--	--	hangt af van diepteprofiel pH/ basen	?	?	nauwelijks onderzocht/ getest
7	H/A	verminderen P- beschikbaarheid door regulatie waterstandsregime	0 of + door bodemontwikkeing	-, alleen verlaging P- beschikbaarheid	?, *2	?, hangt ook af van combinatie met andere hoofdstrategie	?	nauwelijks onderzocht/ getest in voormalige nutriëntenrijke landbouwgronden
8	H/A	uitloggen van fosfaat door inundatie	0	-, onzeker of P- beschikbaarheid van schraalste natuuroeltypen wordt bereikt	?, *1	?, hangt ook af van combinatie met andere hoofdstrategie	?	weinig onderzocht in voormalige landbouwgronden
9	H/A	toevoegen van ijzer- en andere metaalverbindingen om fosfaat vaste te leggen	0 bij alleen toediening van ijzer - in geval combinatie met plaggen	-, bij alleen toediening van ijzer alleen verlaging P-beschikbaarheid; - bij combinatie met plaggen ook enige afvoer van P	hangt af van kalkgehalte van het silt en de mate waarin ijzer kan oxideren	?, hangt ook af van combinatie met andere hoofdstrategie	?, mogelijk meest perspectiefvol bij plaggen (geen bewijs) *3	• weinig onderzocht in velisituaties, ontbreken lange meetreeksen • effectiviteit onder natte condities niet onderzocht in veldproeven
10	H/A	immobilisatie door toevoegen koolwaterstoffen	?, verlaagt beschikbaarheid van stikstof voor de vegetatie vlakna toediening, maar niet altijd	?	?	?, hangt ook af van combinatie met andere hoofdstrategie	?	• ontbreken lange meetreeksen • vereiste dossering koolwaterstoffen kan zeer variabel zijn • onzekerheid over effecten na stoppen additie koolwaterstoffen • effecten op N-beschikbaarheid en vegetatie niet eenduidig • geen veldexperimenten in Nederland en vergelijkbare systemen in het omringende landen

Nr	Type	Maatregel	Organische stof/ N totaal	P-totaal en beschikbaar P	pH/ basenrijkdom	bodemleven	realiseren schrale natuurdoelen	kennislacune
12	A	inbreng van bodemtoplaag	hangt af van combinatie met hoofdstrategie hangt af van successie van vegetatie en bodemleven dat gaat optreden	hangt af van combinatie met hoofdstrategie	hangt af van combinatie met hoofdstrategie	+ in combi met 1, ontwikkeling richting doeltipe, effecten wisselend *5	hangt af van combinatie met hoofdstrategie	• beperkt onderzoek, langere meetreeksen zijn schaars • experimenten in andere doeltypen dan heischraalgrasland en heiden • inbreng in oudere successiestadia weinig onderzoek • combinaties met inbreng van geschikt organisch materiaal niet onderzocht • invloed ECM en AMF mycorrhiza's op ecosteemniveau
13	A	inbreng doelplantensoorten	hangt af van combinatie met hoofdstrategie	hangt af van combinatie met hoofdstrategie	hangt af van combinatie met hoofdstrategie	effect kan soort specifiek zijn	+ in combi met strategie 1, langer durend effect onder nutriëntenname condities	• beperkt experimenteel onderzoek, weinig lange meetreeksen • gebrekkige documentatie van effecten in regulier beheer

3 Evalueren van projecten met omvorming van landbouw naar natuur

3.1 Inleiding en vraagstelling

Vanaf de jaren '80/'90 zijn in Nederland op de hogere zandgronden en in duingebieden veel projecten uitgevoerd van omvorming van landbouwgronden naar natuur. Veelal was daarbij het doel om schrale natuurdoelen te ontwikkelen. Aanvankelijk werd in een groot deel van de projecten ontgronding en plaggen toegepast met een piek in de jaren '90 (Bekker, 2009). De laatste jaren wordt uitmijnen in toenemende mate toegepast als strategie om de fosfaat-voorraad en -beschikbaarheid te verlagen. Daarnaast zijn ook andere strategieën voor omvorming van landbouwgronden een optie (zie Tabel 2-6), waaronder verschralen met maaien, beweiden, omkeren door diepploegen. Deze strategieën zijn weliswaar afzonderlijke onderzocht in lokale en grotere studies op hun effecten op nutriëntenbeschikbaarheid en vegetatie maar weinig onderling vergeleken. Verder is er in deze studies deels alleen naar korte termijn effecten gekeken. Om deze reden is er naast de literatuurreview van strategieën (paragraaf 2.9) ook een veldstudie uitgevoerd in een 40-tal uitgevoerde projecten in Nederland.

Daarbij komen de volgende vragen aan de orde:

- Wordt de nutriëntentoestand van doelvegetatietypen gerealiseerd?
- In welke mate van wordt de doelvegetatie gerealiseerd en hoe verloopt dat voor de korte tot langere termijn?

3.2 Aanpak

De volgende stappen werden doorlopen:

1. Het maken van een completer overzicht van projecten met omvorming van landbouw naar natuur voor de Pleistocene zandgronden en Holocene duinzandgronden in aanvulling op het overzicht van projecten met ontgronding en plaggen van Bekker (2008, 2009).
2. Het maken van een selectie van 40 projecten
3. Veldwerk vegetatie en bodem
4. Data verwerking en interpretatie

Opstellen overzicht projecten

Een overzicht van projecten met omvorming van landbouw naar natuur is opgesteld door:

- Gebruik te maken van een eerder opgesteld overzicht van de projecten met ontgronding en plaggen in de Pleistocene zandgebieden van Bekker (2008, 2009). De criteria voor opname in dit overzicht waren a) voormalige landbouwgrond, b) tenminste 1 ha groot en c) een grote verandering van vegetatietype als gevolg van de ontgronding. Daarbij waren terreinen met omvorming van bos naar stuifzand en terreinen waar alleen vennen werden uitgebaggerd uitgesloten;
- Gebruik te maken van de ontgronde terreinen die zijn onderzocht door Klooker et al. (1999) en Verhagen (2007);
- Terreinbeheerders op de hogere zandgronden en in duingebieden te raadplegen. De geraadpleegde terreinbeheerders betroffen Natuurmonumenten, Staatsbosbeheer, provinciale landschappen en de duinwaterbedrijven Dunea, Waternet en PWN. Daarvoor werden eerst stafmedewerkers (veelal ecologen) van deze organisaties geraadpleegd om een groslijst van terreinen aan te leveren. Vervolgens werd bij dezelfde persoon ofwel een lokale beheerder detailinformatie opgevraagd.

We namen terreinen op in ons overzicht op basis van de volgende criteria:

- de aanwezigheid van een zandige bodem;
- het projectgebied waar maatregelen zijn uitgevoerd is minstens 1 ha groot;
- er is op zijn minst documentatie maatregelen en beheer voorhanden;
- de hoofdstrategie voor inrichting bestaat uit afgraven/plaggen, uitmijnen, verschralen door maaien en afvoeren, geen ingreep in de bodem en overgaan op voedselrijke natuurdoelen, diepploegen/ omkering van het bodemprofiel, vastleggen van fosfaat door toedienen van metalen (m.n. ijzer)
- zowel projecten op voorheen intensief gebruikte landbouwgronden met zware bemesting als oude 'cultuurgronden' die voor de periode van intensieve bemesting landbouwkundig zijn gebruikt.

De uitgevoerde inventarisatie leverde een lijst op van 268 projecten.

Selectie 40 projecten voor veldonderzoek

Er zijn 40 projecten geselecteerd voor het uitvoeren van onderzoek aan de vegetatie en bodem. In overleg met het OBN Deskundigenteam Nat Zandlandschap, Droog zandlandschap en Duin & Kust zijn keuzen gemaakt over welke projecten te selecteren. Daarbij is gekozen om de volgende overwegingen toe te passen:

- De vergelijking van strategieën beperken tot plaggen (is alleen verwijderen vegetatie en zode), afgraven (dieper afgraven dan plaggen), verschralen (maaien en afvoeren), begrazen. Selectie van projecten met geen ingreep in de bodem en overgaan op voedselrijke natuurdoelen, diepploegen of omkering van het bodemprofiel, vastleggen van fosfaat door toedienen van metalen (m.n. ijzer) heeft niet plaats gevonden omdat ze weinig voorhanden waren. Tevens zou selectie van terreinen met deze strategieën het aantal projecten voor elk van de vier gekozen strategieën te laag maken voor een zinvolle vergelijking. Er waren wel een aantal projecten met uitmijnen opgegeven, maar die waren kort geleden jaren geleden gestart. Analyse daarvan zou weinig toevoegen op de inzichten uit literatuurreview.
- Een nadruk op selectie van oudere projecten ten einde het inzicht in effecten op de langere termijn te vergroten.
- Ze veel mogelijk projecten selecteren die reeds in een jongere fase zijn onderzocht. Dit betreft locaties in het onderzoek van Bekker (2008, 2009), Klooker et al. (1999) en Verhagen (2007).
- Een evenwichtige verdeling over de zandgronden in het binnenland en de kustduinen.
- Een evenwichtige verdeling over geografische regio's.

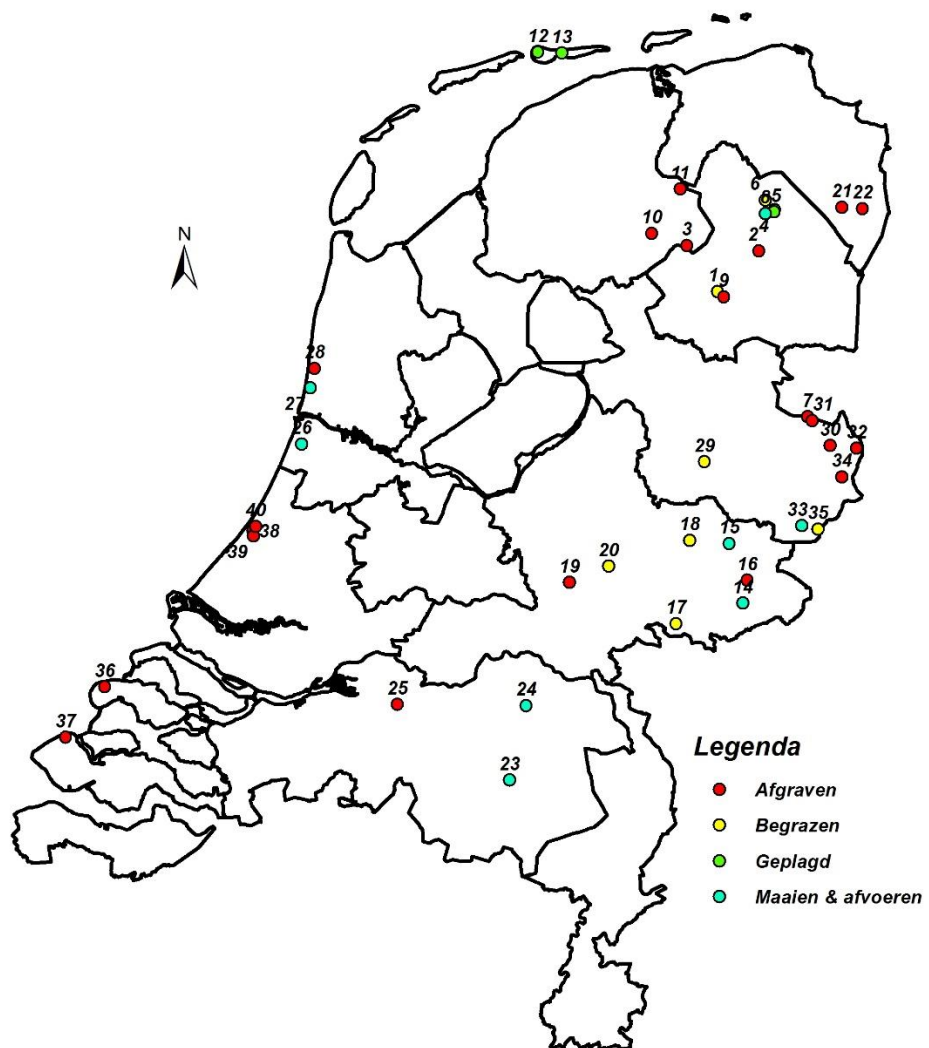
In Tabel 0-1 worden de geselecteerde gebieden opgesomd en in **Figuur 3-1** wordt de geografische ligging weergegeven. Van de projecten is de informatie opgevraagd over de items die in Tekstkader 1 zijn opgesomd. De door de beheerders aangeleverde basisinformatie is opgenomen in Bijlage 1.



Afbeelding 7. Begraasd gebied.

Picture 7. Grazed area.

Figuur 3-1: Ligging van de 40 geselecteerde projecten (zie Tabel 3-1).
 Figure 3-1. Position of the 40 selected projects (see Table 3-1).



Afbeelding 8. Klokjesgentiaan op recent geplagde bodem.
 Photo 8. *Gentiana pneumonanthe* on recently sod-cutted soil

Tabel 3-1: De geselecteerde projecten.

Table 3-1. The selected projects.

Locatie	Naam	Fysisch geo- grafische regio	Jaar van omvorming	Maatregel	Afgraaf- diepte (cm)	Beheer	Voormalig landgebruik
OVLO1	Dwingelderveld (vlakbij Holtveen)	HZ		Grasbeheer		Begrazing	Akker
OVLO2	Holmers	HZ	voor 2007	Afgraven		Geen	Grasland
OVLO3	Aekingerbroek	HZ	1991/1992	Afgraven	25	Begrazing	Grasland
OVLO4	Eexterveld (oostkant) Torenweg	HZ	2000-2005	Maaien en afvoeren		Maaien en afvoeren	Akker
OVLO5	Eexterveld/Scheebroek (Westerholt)	HZ	1993	Geplagd	10	Begrazing	Akker
OVLO6	Gasterse duinen	HZ	1990	Grasbeheer		Begrazing	Akker
OVLO7	Cirkels van Mander	HZ		Grasbeheer		Begrazing	
OVLO8	Ossenbroeken	HZ	ca 1995	Maaien en afvoeren		Maaien en afvoeren	Akker
OVLO9	Nuilvereld	HZ	1997	Afgraven	30		Grasland+akker
OVLO10	Dellebuursterheide	HZ	1993	Afgraven	20	Begrazing	Grasland
OVLO11	Bakkeveensterduinen	HZ	1990	Afgraven	35	Begrazing	Grasland+akker
OVLO12	Ameland/binnenduinen d Hollum-Ballum	DU	90-er jaren	Geplagd			Akker
OVLO13	Ameland/Noordkeeg	DU	ca 2005	Geplagd		Maaien en naweiden	Akker
OVLO14	Aaltense Goor	HZ	2003	Maaien en afvoeren			Grasland
OVLO15	Beekvliet	HZ	1990	Maaien en afvoeren			Grasland
OVLO16	Koolmansdijk	HZ	2001-2003, 2011	Afgraven	30	Maaien en afvoeren	Grasland+akker
OVLO17	Casus: WOG-weide	HZ	ca 1995	Grasbeheer		Begrazing	Akker
OVLO18	De Onderlatse Laak	HZ	2006/2007	Grasbeheer		Begrazing	Grasland
OVLO19	De Reierskamp (Zuid- West Veluwe)	HZ	2005/2007	Afgraven	40	Begrazing	Akker
OVLO20	Nationaal Park Veluwe Zoom	HZ	1987	Grasbeheer		Begrazing	Akker

Locatie	Naam	Fysisch geo- grafische regio	Jaar van omvorming	Maatregel	Afgraaf- diepte (cm)	Beheer	Voormalig landgebruik
OVL21	Tichelberg	HZ	1987, 1994- 1995	Afgraven	30	Geen	Grasland+akker
OVL22	Eemboerveld	HZ	1991	Afgraven	200	Begrazing	Akker
OVL23	Dommel (Geldrop Nuenen)	HZ	2008-2013	Maaien en afvoeren		Maaien en afvoeren	Grasland
OVL24	Wijstgronden	HZ	2008	Maaien en afvoeren		Maaien en afvoeren	Akker
OVL25	Labbeget	HZ	1995	Afgraven	20	Maaien en afvoeren	Grasland+akker
OVL26	Zanderij (Middenduin)	DU	1991	Maaien en afvoeren		Maaien en afvoeren	Bloembollen
OVL27	De Landbouw Grote Wei	DU	1995	Maaien en afvoeren		Maaien en afvoeren	Akker
OVL28	Vennewater Land van Levering	DU	1998	Afgraven	75	Maaien en afvoeren	Bloembollen
OVL29	Sallandse heuvelrug	HZ	1989	Grasbeheer		Begrazing	Grasland+akker
OVL30	Voltherbroek	HZ	1986	Afgraven			
OVL31	Mosbeek/Reuterij (dal van de)	HZ	1996	Afgraven	27.5	Maaien en afvoeren	Grasland+akker
OVL32	Perceel Groener bij Stroothuizen	HZ	1991 of 1996	Afgraven		Maaien en afvoeren	Akker
OVL33	Buurserzand	HZ	1990	Maaien en afvoeren		Maaien en afvoeren	Grasland
OVL34	Duivelshof	HZ	1994-1995	Afgraven	25	Geen	Grasland+akker
OVL35	Witteveen	HZ	1990	Grasbeheer		Begrazing	Grasland
OVL36	Vroongronden-diep	DU	2004-2005	Afgraven	30	Begrazing	Akker
OVL37	Oranjesbosch	DU	2004	Afgraven	40	Begrazing	Akker
OVL38	De Klip	DU	1995-1996	Afgraven	25	Begrazing	Bloembollen
OVL39	Hertenkamp	DU	2001-2002	Afgraven	25	Begrazing	Bloembollen
OVL40	Lentevreugd (Berkheide)	DU	2003, 2006	Afgraven	75	Begrazing	Bloembollen

Tekstkader 1: vragen lijst voor informatie over een project met omvorming van landbouw naar natuur

(items met een * zijn essentieel; aanleveren overige items is wel handig)

- *Begrenzing van gebied waar maatregelen zijn uitgevoerd -> mag een kaart met topografische referentie of een shapefile zijn; in geval van belangrijke differentiatie van de maatregelen/ beheer deelgebieden aangeven
- *Gebruik voor inrichting weiland of akker?
- *Welke doelen worden nagestreefd (aan te geven met vegetatietypen of eigen doelen),
- *Waterregime na inrichting: droog/ droog+grondwaterbeïnvloed/ grondwaterbeïnvloed. Indien grondwaterbeïnvloed: treedt er kwel op?
- *Specificatie van maatregelen:
 - Moment van uitvoeren,
 - Bij plaggen diepte noemen,
 - Bij ontgronden diepte noemen,
 - Bij ontgronden: waarop diepte gebaseerd -> bv dikte bouwvoor, diepte P-rijke laag, blootleggen oude maaiveld geëgaliseerde laagten,
 - Bij uitmijnen: type gewas, hoeveelheid bemesting met N en K,
 - Delen met grond opgehoogd?
 - Aangeven of ontwatering aanwezig was, hoe die is veranderd, info over huidige ontwatering, afwatering,
 - Aangeven of er bekalkt is,
 - Aangeven of er geënt is met maaisel/plagsel o.i.d.,
 - Bij andere type ingrepen: relevante details geven.
- *Specificatie beheer:
 - Welke overgangsbeheer?
 - Welk regulier beheer?
 - Bij maaien en hooien: frequentie, moment in het seizoen,
 - Bij beweiding: moment van inscharing in het seizoen, aantal beesten per hectare.
- Vooronderzoek:
 - Uitgevoerd?
 - Zo ja, rapport/ documentatie van vooronderzoek leveren,
 - Bodemprofiel data van voor inrichting beschikbaar? Zo ja, rapport/ documentatie leveren of andere door wie uitgevoerd,
 - Bodemchemie data van voor inrichting beschikbaar? Zo ja, rapport/ documentatie leveren of andere door wie uitgevoerd,
 - Overwegingen bij keuze maatregelen/ inrichting,
 - Hoe is bij inrichting rekening gehouden met aangrenzend natuurgebied?
- Monitoring:
 - Bodemchemie gevolgd? -> zo ja, door wie, rapportage leveren,
 - Vegetatie gevolgd? -> zo ja, door wie, type data, rapportage leveren,
 - Waterstandmetingen die niet In DINO zitten?
 - Evaluatie beschikbaar -> zo ja, document leveren.

Veldwerk

In een eerste serie terreinbezoeken is elk project doorkruist en is voor de vegetatiebeschrijving en bodembemonstering een vlak uitgekozen dat representatief is voor de strategie waarvoor het project was geselecteerd. In grotere terreinen was vaak veel ruimtelijke variatie aanwezig als gevolg van verschillen in uitgevoerde maatregelen, hoogteverschillen en daarmee samenhangend verschillen in waterstandregime. In zulke terreinen is een vlak uitgekozen waarin de maatregel, hoogteligging en waterregime min of meer uniform was. In terreinen met afgraven percelen konden grote verschillen in afgraafdiepte aanwezig zijn. Daarnaast hadden terreinen met een gesloten grondbalans die ontgrond zijn ook plekken met opgebrachte, nutriëntenrijke grond. Deze plekken werden uitgesloten voor de vegetatiebeschrijving en bemonstering. In terreinen met veel variatie in waterstandregime werden langdurig inunderende delen uitgesloten. Elk geselecteerd vlak werd ingetekend op een luchtfoto. Het eerste terreinbezoek vond in de duingebieden plaats in juli 2015 en voor de binnenlandgebieden begin september 2015. Binnen een begrensd vlak werd het voorkomen van vaatplanten opgenomen met de Tansley-schaal. Tevens werden van het vlak de vegetatiestructuur beschreven (bedekking en hoogte van vegetatielagen) en foto's genomen.

In de periode september begin november 2015 werden ionuitwisselaars geïnstalleerd op vier sublocaties verspreid binnen elk vlak. Op elke sublocatie werd een anionstick voor meting van NH_4^+ en een kationstick voor meting van NO_3^- geplaatst. De sticks werden dusdanig geplaatst dat de bovenkant van het uitwisselmembraam 1 cm onder maaiveld zat. De onderkant van het membraam zat daardoor op 8 cm onder maaiveld. Na ca. 2 maanden werden de sticks opgehaald. De terreinen werden daarbij in dezelfde volgorde bezocht als bij plaatsing, zodat de tijd voor uitwisseling voor de terreinen vergelijkbaar was.

Tijdens de veldbezoeken waarbij de ionsticks werden opgehaald zijn tevens bodemonsters genomen. Op elke sublocatie met de ionsticks werd een deelmonster genomen. Monsters voor chemische analyse en voor bulkdichtheid werden apart genomen. Het chemiemonster werd gestoken met een humushapper en daarbij werd de bovenste 10 cm van het minerale profiel uitgesneden. De vier deelmonsters werden daarbij samengevoegd voor een mengmonster. De deelmonsters voor bulkdichtheid werden gestoken met een steekring van 10 cm doorsnede en 10 cm hoogte. Daarbij werd de bovenste 10 cm van het minerale profiel gestoken. Bij de bemonstering werd een eventuele strooisellaag uitgesloten.

Chemische analyses

Bodemchemische bepalingen

Voor de bepaling van de zuurgraad is 10 g vers materiaal genomen waarbij voor bepaling van $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ 25 ml demiwater en voor of pH_{KCl} 25 ml 1M KCl-oplossing is toegevoegd. Dit is vervolgens 1 uur geschud, waarna het een nacht heeft kunnen bezinken. Na licht opschudden zijn vervolgens in deze oplossingen de $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ en pH_{KCl} gemeten.

Voor de totaal bepalingen zijn de chemiemonsters gedroogd bij 70 °C, waarna ze door middel van een destructie met H_2SO_4 bepaald zijn (Houba et al., 1989). In het destruaat zijn vervolgens totaal stikstof- en totaal fosforgehalten gemeten met een SAN+CFA (Continuos Flow Analyzer) van SKALAR. Ca, Mg, en K zijn gemeten met iCAP6300 Duo ICP (inductively Coupled Plasma Spectrophotometer) van Thermo Scientific. De monsters voor de bepaling van de metalen Al, Fe, Mn, en S zijn gedroogd bij 70 °C. De metaalgehalten zijn vervolgens bepaald door middel van een destructie met HNO_3 . Het destruaat is geanalyseerd met de iCAP6300 Duo ICP van Thermo Scientific. De oxalaatmetingen zijn gedaan op vers materiaal door middel van een extractie met ammoniumoxalaat en oxaalzuur. In het extract zijn P, Fe en AL vervolgens geanalyseerd met de iCAP6300 Duo ICP van Thermo Scientific. Voor de Olsen-P bepaling (Olsen et al., 1954) is lucht-droog materiaal gebruikt waarop een extractie met 0,5 M NaHCO_3 is uitgevoerd. Het extract is vervolgens geanalyseerd met een SAN+CFA van SKALAR. Voor de P_w bepaling (Sissingh, 1971) zijn de monsters gedroogd bij 40 °C en geschud met demiwater. Het fosfaat in het extract vervolgens colorimetrisch (molybdeenblauwmethode) bepaald met capillaire "hollow fiber" techniek waardoor de detectiegrens zeer laag was (P_w gehalte $\leq 2,1 \mu\text{mol/l}$).

Meting N-mineralisatie met ionuitwisselsticks

Voor de bepaling van de netto N-mineralisatie is gebruik gemaakt van Plant Root Simulator sticks (PRS probes) ontwikkeld door het Canadese bedrijf WesternAG. De sticks hebben een membraamoppervlak van 10 cm². Met een kationstick wordt NH_4^+ geadsorbeerd en met een anionstick NO_3^- . In het lab werden de sticks schoongespoeld en opgestuurd naar een laboratorium voor analyse. De meetwaarden zijn gerelateerd aan de oppervlakte van de stick

en de tijdsduur van de stick in het veld. De metingen worden daarom uitgedrukt in $\mu\text{mol}/10\text{ cm}^2/60\text{ d}$. De gemeten gehalten zijn op basis van de werkelijke tijdsduur van de stick in het veld genormaliseerd op 60 dagen. Met deze meetmethode kunnen relatieve verschillen in N-beschikbaarheid tussen locaties worden bepaald. Het is met deze meting niet mogelijk om de netto N-mineralisatie te relateren aan volume of gewicht bodem omdat de sticks ionen adsorberen uit een onbekend bodemvolume.

Oude gegevens bodemchemie

Van locaties waar eerder bodemonsters na herinrichting zijn geanalyseerd zijn de trends van bodemchemische variabelen geanalyseerd. Dit betreft locaties die waren onderzocht door Bekker (2008, 2009), Klooker et al. (1999) en Verhagen (2007). Per maatregelcategorie worden deze trends geanalyseerd. Opgemerkt wordt dat binnen een gebied de monsterlocaties op verschillende tijdstippen niet exact hetzelfde was. Verschillen in de tijd hoeven daarom niet alleen samen te hangen met een opgetreden trend, maar kunnen ook veroorzaakt worden door ruimtelijke heterogeniteit binnen een gebied. Er wordt daarom alleen gekeken per maatregelcategorie en type beheer na herinrichting gekeken in hoeverre trends binnen gebieden overeenstemmen of verschillen.

Verwerking vegetatiegegevens

Voor elke vegetatieopname zijn berekend:

- het aantal vaatplantsoorten;
- het aantal Rode-lijst soorten (conform lijst 2012);

het aantal doelsoorten; daarvoor is een lijst van doelsoorten op gesteld die kenmerkend zijn of vaak optreden in schrale natuurdoelen (zie

- Bijlage 4)
- een index op basis van uurhokfrequentie van de vaatplantsoorten; daarvoor is aan elke soort een weegfactor toebedeeld, afhankelijk van het voorkomen in uurhokken (website Floron, 1990); de soorten werden ingedeeld in uurhok-categorieën en kregen een waarde toegekend van 1 tot 5 afhankelijk van de zeldzaamheid (1 = >1400 uurhokken, 2 = 1050-1400 uurhokken, 3 = 700-1050 uurhokken, 4 = 350-700 uurhokken, 5 = 0-350 uurhokken); als het aantal uurhokken niet bekend was, bijvoorbeeld bij soorten die enkel op geslacht konden worden bepaald, kreeg de soort een weegfactor 1; de uurhok-index is berekend door de scores van de soorten bij elkaar op te tellen;
- een index op basis van Rode-Lijst status (2012); daarbij zijn aan de soorten de volgende scores zijn toegekend: 1 = Thans niet bedreigd, 2 = Gevoelig, 3 = Kwetsbaar, 4 = Bedreigd, 5 = Ernstig bedreigd; de Rode-lijst-index is berekend door de scores van de soorten bij elkaar op te tellen.

Analyse patronen

De gegevens zijn geanalyseerd op de volgende aspecten:

- Ranges en trends van bodemchemische variabelen in relatie tot de vier maatregelcategorieën.
- Ontwikkeling van bodemchemische variabelen in de tijd binnen locaties.
- Ranges van bodemchemische variabelen in relatie voormalig agrarisch gebruik.
- De invloed van afgraafdiepte op de nutriëntenrijkdom.
- Vegetatie in relatie tot nutriëntenrijkdom.
- Ranges en trends van de vegetatie in relatie tot de vier maatregelcategorieën.

3.3 Resultaten

3.3.1 Bodemchemie in relatie tot maatregel

Zuurgraad

Verschillen tussen maatregelcategorieën

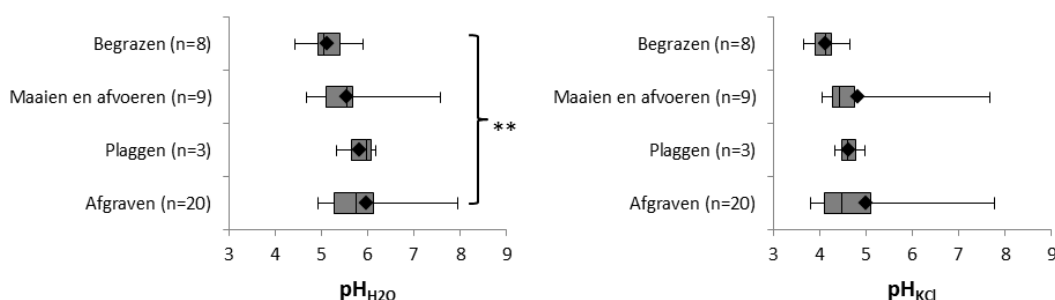
Er lijken kleine verschillen te bestaan in pH tussen de verschillende maatregelen (Figuur 3-2). Deze is gemiddeld iets hoger in gebieden waar is afgegraven of geplagd. De afgegraven gebieden hebben een significant hogere pH-H₂O dan de begraasde gebieden ($p < 0.01$). Het is echter waarschijnlijker dat deze verschillen veroorzaakt worden door het meenemen van de binnenduingebieden, waarvan enkele een kalkhoudende bodem hebben. Twee van de gebieden waar gemaaid wordt liggen ook in de binnenduinrand, wat de hoge uitschieters hier verklaard. Begrazen als enkele maatregel werd niet toegepast in de door ons onderzochte binnenduin gebieden. Als de binnenduingebieden weggelaten worden, zijn er geen significante verschillen tussen de maatregelen. Voor pH-KCl werden zowel met als zonder binnenduingebieden geen significante verschillen tussen de maatregelen gevonden.

Trends in de tijd per maatregelcategorie

De trends van de bodemzuurgraad voor de tijdsduur sinds de maatregel zijn per maatregelcategorie (Figuur 3-3). Wegens de rol van kalk in de zuurgraadbuffering in een deel van de duinlocaties zijn de trends voor hogere zandgronden en duinen apart bekeken. Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het geringe aantal locaties met plaggen. Voor de duinlocaties zijn alleen voor afgraven en plaggen voldoende locaties beschikbaar voor bepalen van een trend. Voor de hogere zandgronden worden afnemende trends gevonden voor afgraven en plaggen en graasbeheer. Deze bedragen respectievelijk -0.35 en -0.40 pH-eenheid per 10 jaar. Voor maaien en afvoeren is geen duidelijke trend aanwezig. In de duingebieden is ook geen duidelijke trend van de pH zichtbaar. Een deel van de locaties heeft een hoge pH-H₂O in het bereik van het kalkbuffertraject. Dit betreft zowel locaties met een korte als langere tijdsduur sinds de maatregel. Voor de hogere zandgronden is opvallend dat locaties met afgraven en plaggen de bodem pH gedurende eerste 15 jaar iets hoger (ca. 0.5 pH-eenheid) is dan die van de locaties met begrazing en maaien.

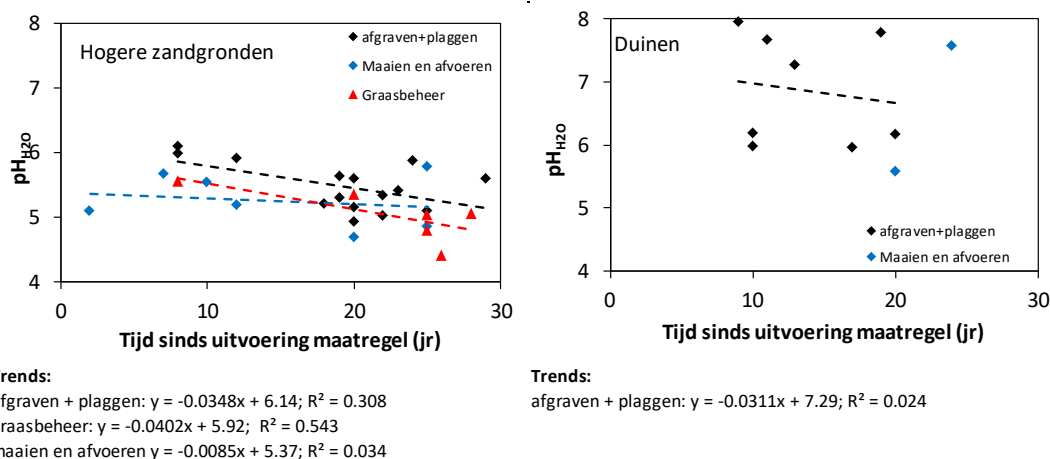
Trends in de tijd binnen locaties

Ontwikkeling van de bodemzuurgraad in de tijd kon geanalyseerd worden voor afgegraven en geplagde locaties (Figuur 3-4). Zes van de tien gebieden vertonen een geringe afname van de pH-H₂O. Op twee locaties stijgt de pH (Vroongronden en Reijgerskamp). De afnemende trend in een groot deel van de gebieden met afgraven en plaggen komt overeen met de afnemende trend van bodem pH voor leeftijd na het nemen van de maatregel (Figuur 3-3).



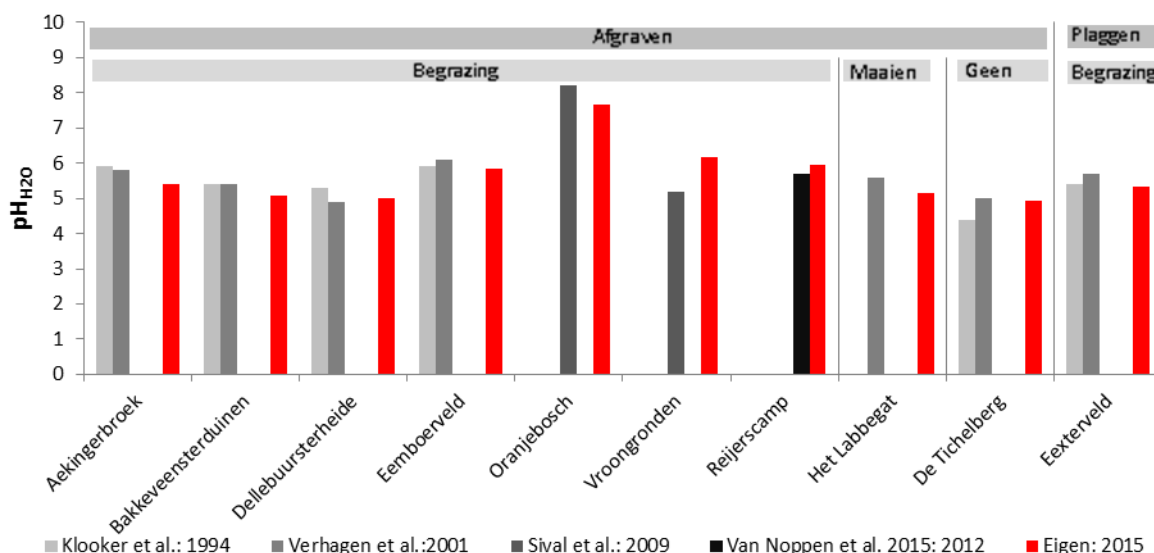
Figuur 3-2: pH van de bodemtoplaag bij de verschillende categorieën maatregelen. De punt geeft het gemiddelde aan, de verticale streep de mediaan, de grijs-gearceerde box geeft het 0.25 en 0.75 percentiel en de whiskers de minimale en maximale waarde.

Figure 3-2. pH of the top layer with different restoration techniques. The average is indicated with a point, the median with a line, the grey box indicates the 0.25 and 0.75 percentile and the whiskers maximum and minimum.



Figuur 3-3: pH-H₂O per maatregelcategorie in relatie tot leeftijd per. Elk punt is een meetlocatie. Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het beperkte aantal locaties met plaggen.

Figure 3-3. pH-H₂O per restoration technique in relation to age. Each point is a location. Sod cutting and top soil removal are combined because of the limited number of locations with sod cutting.



Figuur 3-4: pH-H₂O na uitvoering van maatregelen. De bovenste labels betreffen de maatregelcategorie, de onderste labels het beheer na herinrichting.

Figure 3-4. pH-H₂O after restoration. The upper labels concern the type of restoration, the lower ones the management after restoration.

Totaal stikstof

Verschillen tussen maatregelcategorieën

Er zijn duidelijke verschillen in de totaal-stikstofgehalten in de bodem tussen de verschillende maatregelen (Figuur 3-5). Bij afgraven en plaggen zijn de totaal-stikstofgehalten lager dan bij maaien en afvoeren en begrazen. Dit verschil is alleen significant voor afgraven en maaien (Dunn test: $p < 0.01$) en hangt samen met het reduceren van het organische stofgehalte bij afgraven. Het aantal geplagde gebieden is gering ($n=3$).

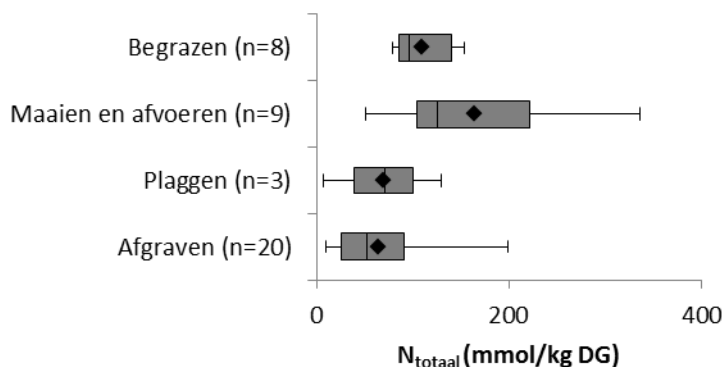
Trends in de tijd per maatregelcategorie

De trends van het totaal stikstofgehalte voor de tijdsduur sinds de maatregel zijn per maatregelcategorie bepaald (Figuur 3-6). Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het geringe aantal locaties met plaggen. Voor afgraven en plaggen en graasbeheer is een stijgende tendens aanwezig van respectievelijk ca. 3 en 2 mmol/kg DW/jr. Voor maaien en afvoeren is geen duidelijke trend in totaal-stikstofgehalten waargenomen. De stijgende trend voor afgraven en plaggen hangt samen met accumulatie van organische stof in de bodem na

de maatregel. Voor het verschil in trends tussen graasbeheer en maaien is geen eenduidige verklaring.

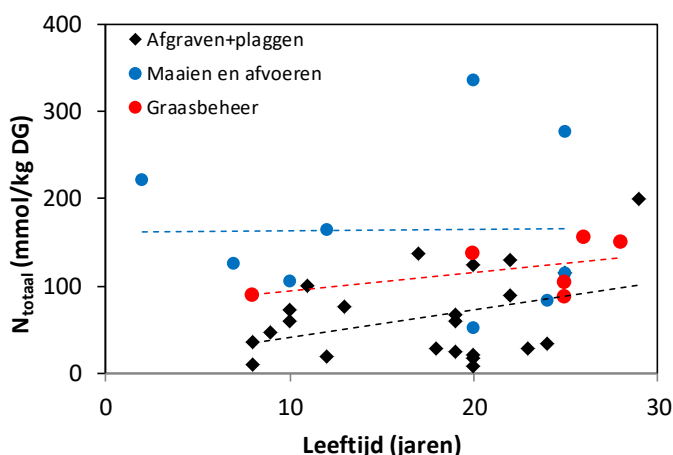
Trends in de tijd binnen locaties

Ontwikkeling van het N-totaalgehalte in de tijd binnen locaties kan geanalyseerd worden voor afgegraven en geplagde locaties (Figuur 3-7). Zes van de negen gebieden vertonen een toename van N-totaal. Dit patroon komt overeen met de trend van N-totaal op tijdsduur na het nemen van de maatregel voor de afgegraven en geplagde locaties (Figuur 3-6) die samenhangt met accumulatie van organische stof na afgraven en plaggen. Twee locaties vertonen echter een afname.



Figuur 3-5: Totaal stikstof gehalte van de bodemtoplaag. De punt geeft het gemiddelde aan, de verticale streep de mediaan, de grijs-gearceerde box geeft het 0.25 en 0.75 percentiel en de whiskers de minimale en maximale waarde.

Figure 3-5. Total Nitrogen of the top layer with different restoration techniques. The average is indicated with a point, the median with a line, the grey box indicates the 0.25 and 0.75 percentile and the whiskers maximum and minimum.



Trends:

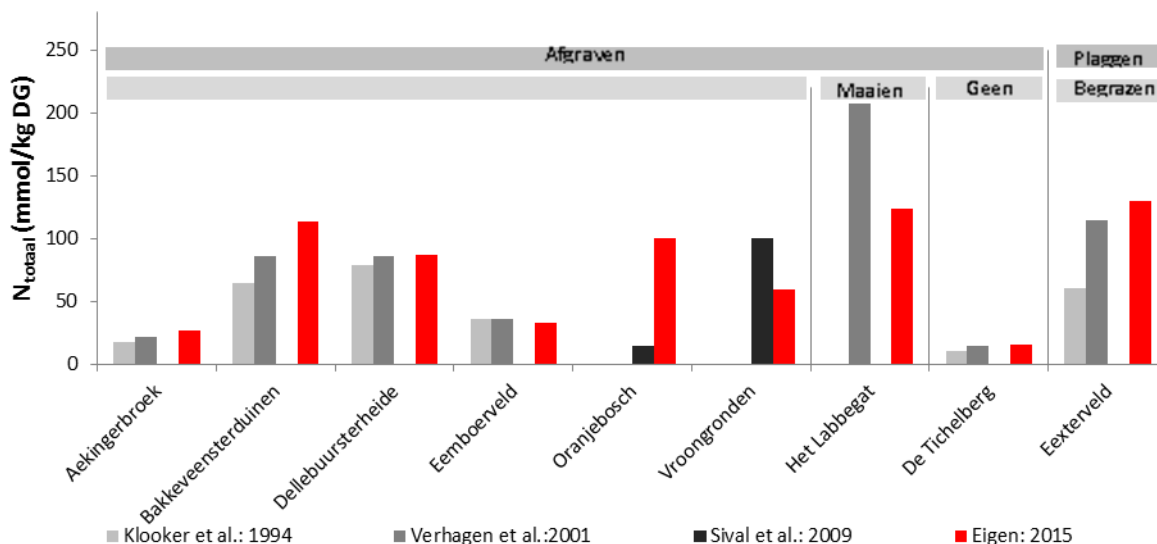
afgraven+plaggen: $y = 3.13x + 10.3$; $R^2 = 0.141$

maaien en afvoeren: $y = 0.1141x + 162$; $R^2 = 0.0001$

graasbeheer: $y = 2.11x + 73.0$; $R^2 = 0.256$

Figuur 3-6: Temporele ontwikkeling van het totaal stikstof gehalte van de bodemtoplaag. Elk punt is een meetlocatie. Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het geringe aantal locaties met plaggen.

Figure 3-3. Temporal development of total Nitrogen of the top soil. Each point is a location. Sod cutting and top soil removal are combined because of the limited number of locations with sod cutting.



Figuur 3-7: Totaal stikstof gehalte van de bodemtoplaag na uitvoering van maatregel. Labels in grijze vakken: de bovenste labels betreft de maatregel-categorie, de onderste labels het beheer na herinrichting.

Figure 3-7. Total Nitrogen after restoration. The upper labels concern the type of restoration, the lower ones the management after restoration.

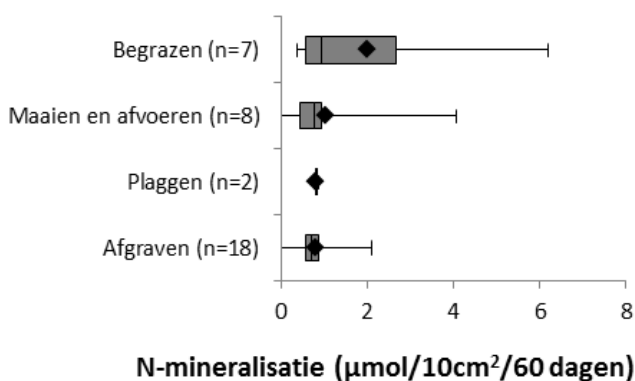
Netto stikstofmineralisatie

Verschillen tussen maatregelcategorieën

In Figuur 3-8 worden de netto N-mineralisatie weergegeven voor de verschillende maatregelcategorieën. Bij maaien, afgraven en plaggen worden hoofdzakelijk lage waarden gemeten. Locaties met begrazen hebben een brede range die in het lage bereik overlapt met de andere drie categorieën. De verschillen tussen categorieën zijn niet significant.

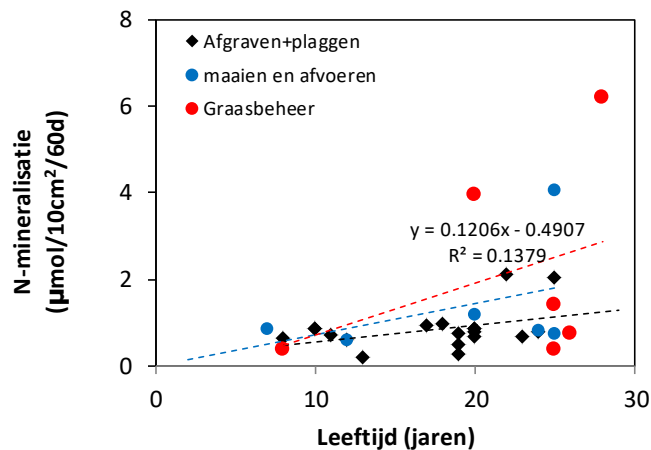
Trends in de tijd per maatregelcategorie

De trends van de netto N-mineralisatie voor de tijdsduur sinds de maatregel zijn per maatregelcategorie bepaald (Figuur 3-9). Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het geringe aantal locaties met plaggen. In alle categorieën treedt een stijging maar de trends zijn niet overduidelijk. Bij locaties met maaien en begrazing waar de maatregel langer geleden is gestart treden hoge waarden op. Netto N-mineralisatie heeft een hoge correlatie met het N-totaal gehalte (spearman's $r^2=0.74$, $p=0.029$) hetgeen er op duidt dat de N-mineralisatie sterk samenhangt met de organische stof voorraad in de toplaag.



Figuur 3-8: Netto stikstof-mineralisatie in de bodemtoplaag. De punt geeft het gemiddelde aan, de verticale streep de mediaan, de grijs-gearceerde box geeft het 0.25 en 0.75 percentiel en de whiskers de minimale en maximale waarde.

Figure 3-8. Net Nitrogen mineralisation in the top layer with different restoration techniques. The average is indicated with a point, the median with a line, the grey box indicates the 0.25 and 0.75 percentile and the whiskers maximum and minimum.



Trends:

afgraven+plaggen: $y = 0.0391x + 0.146$; $R^2 = 0.172$

maaien en afvoeren: $y = 0.0732x - 0.0151$; $R^2 = 0.174$

graasbeheer: $y = 0.120x - 0.491$; $R^2 = 0.138$

Figuur 3-9: Temporele ontwikkeling van de netto stikstof mineralisatie per maatregelcategorie. Elk punt is een meetlocatie. Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het geringe aantal locaties met plaggen.

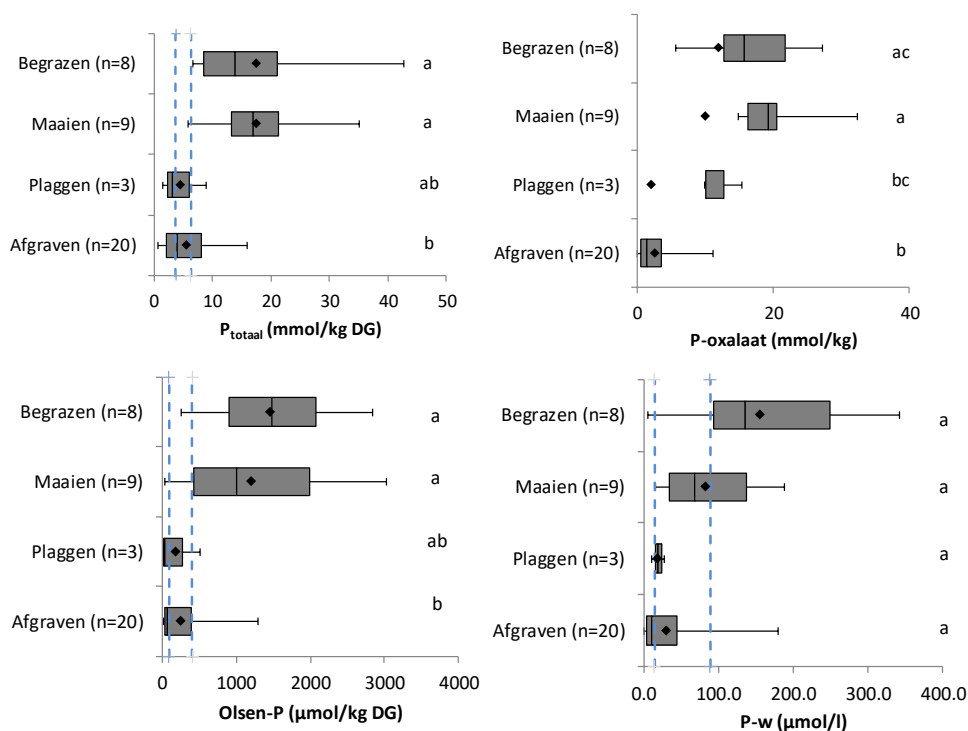
Figure 3-9. Temporal development of net nitrogen mineralisation per restoration type. Each point is a location. Sod cutting and top soil removal are combined because of the limited number of locations with sod cutting.

Fosfaat

Verschillen tussen maatregelcategorieën

In tegenstelling tot het stikstofgehalte zijn er wel duidelijke verschillen tussen de maatregelen in totaal fosforgehalten, oxalaat fosfaat en Olsen fosfaat in de bodemtoplaag (Figuur 3-10). afgegraven gebieden hebben een significant lager totaal fosforgehalte dan begraasde en gemaaide gebieden ($p < 0.01$). Voor plaggen zijn verschillen met begrazen en plaggen niet significant. Afgraven lijkt daarmee het meest effectief om fosforvoorraad uit de bodem te verlagen. Bij begrazen en maaien zijn de gehalten hoger en meer variabel. Voor het oxalaat-extraheerbaar fosfaat hebben de afgegraven locaties ook lagere gehalten dan de begraasde en gemaaide ($p < 0.01$). De geplagde locaties zijn voor P-oxalaat ook significant lager dan de gemaaide ($p < 0.05$).

Een groot deel van de afgegraven locaties heeft een P-totaal en P-Olsen gehalte dat valt in de range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen (Tabel 2-4). Een deel van de locaties valt echter boven de bovengrens van de meest schrale natuurtypen. De meeste locaties met maaien en begrazen liggen boven de betreffende range van het P-totaal en P-Olsen gehalte en zijn dus voor schrale natuurdoelen te fosfaatrijk. De P_w gehalten van afgegraven en geplagde locaties liggen in de in het lage deel van range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen (Tabel 2-4). Een deel van de afgegraven locaties ligt zelfs onder de bovengrens van de streefwaarde van het meest schrale natuurdoel (Calluno-Genistion). Opvallend is dat een deel van de gemaaide locaties een P_w gehalte heeft in de range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen, dit in tegenstelling tot P-Olsen. Bij verschraling met maaibeheer wordt blijkbaar het snel opneembare fosfaat dus blijkbaar laag.



Figuur 3-10: Totaal fosforgehalte, Olsen fosfaat en water-extraheerbaar fosfaat (P_w) van de bodemtoplaag. De punt geeft het gemiddelde aan, de verticale streep de mediaan, de grijs-gearceerde box het 0.25 en 0.75 percentiel en de whiskers de minimale en maximale waarde. Lettercodes geven significante verschillen aan (Dunn test; $P < 0.05$). De verticale blauwe stippellijnen geven de range van de bovengrenzen van de streefwaarde van schrale natuurdoelen weer.

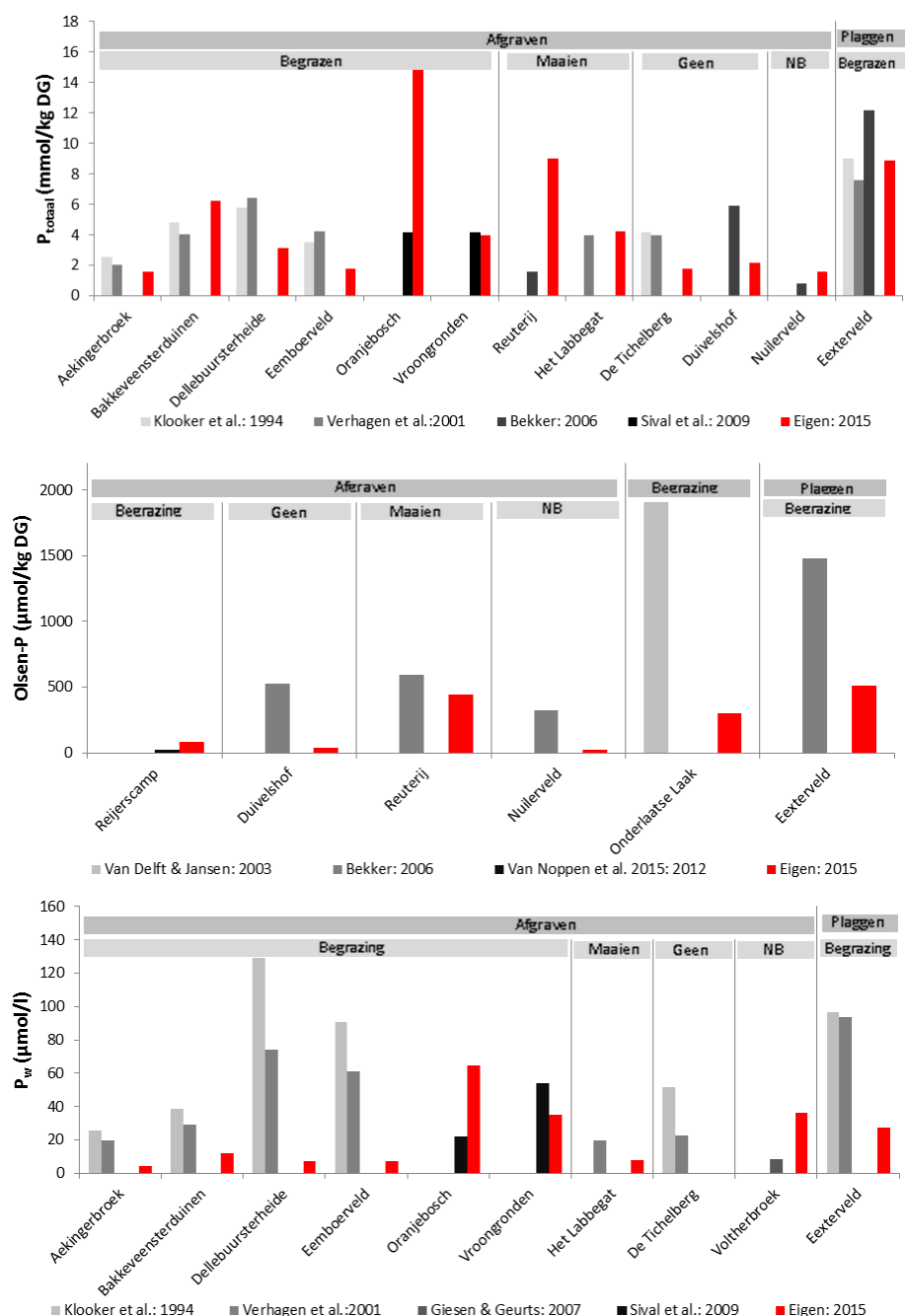
Figure 3-10. Total Phosphorus, Olsen phosphorus and water-extractable Phosphorus (P_w) of the top layer with different restoration techniques. The average is indicated with a point, the median with a line, the grey box indicates the 0.25 and 0.75 percentile and the whiskers maximum and minimum. Letter codes indicate significant differences (Dunn test; $p < 0.05$). The blue dashed lines indicate the upper boundaries of optimal values for low-productive targets.

Trends in de tijd binnen locaties

Ontwikkeling van het P-totaal, P-Olsen en P_w gehalte in de tijd binnen locaties kunnen geanalyseerd worden voor respectievelijk 12, 6 en 10 afgegraven en geplagde locaties. Voor P-totaal zijn de trends sterk variabel (Figuur 3-11). Voor P-totaal (grafiek boven) hebben vijf locaties een afname, vier locaties een toename en bij drie locaties geen duidelijke trend. De verschillen in trends vertonen geen relatie met het beheer na de herinrichting.

Voor P-Olsen nemen vijf van de zes locatie duidelijk af en eentje toe (Figuur 3-11, grafiek midden). Van vier van de locaties met een afname van P-Olsen (Duivelshof, Reuterij, Nullerveld, Eexterveld) is ook de trend van P-totaal gemeten (Figuur 3-11, grafiek boven). In Duivelshof neemt P-totaal ook af, terwijl die in de Reuterij en Nullerveld toeneemt. In het Eexterveld is P-totaal hoog en is geen duidelijke trend aanwezig vertoont. In afgegraven gebieden lijken na het nemen van de maatregel de trends in P-totaal gehalte dus variabel te zijn terwijl het P-Olsen gehalte over het algemeen afneemt.

Voor water-extraheerbaar fosfaat (P_w) hebben acht van de tien locaties een duidelijke afname en twee locaties een toename (Figuur 3-11, grafiek onder). Van negen locaties is ook een trend van P-totaal gemeten. Een deel van de locaties met een afname van het P_w gehalte heeft ook een afnemend P-totaal gehalte (Aekingerbroek, Dellenbuursteheide, Eemboelerveld, Tichelberg). Een ander deel met een afname van het P_w heeft juist een toename van P-totaal (Bakkenveense duinen) of geen trend van P-totaal (Vroongronden, Labbegat, Eexterveld). De trend van P_w is dus meer eenduidig voor afgegraven en geplagde terreinen dan P-totaal.



Figuur 3-11: Totaal fosfor (boven), Olsen fosfaat (midden) en water-extraheerbaar fosfaat (P_w) van de bodemtoplaag na uitvoering van maatregelen. De bovenste labels betreft de maatregelcategorie, de onderste labels het beheer na herinrichting.
 Figure 3-11. Total Phosphorus (upper), Olsen phosphorus and water-extractable Phosphorus (P_w) in the top layer after restoration. The upper labels concern the type of restoration, the lower ones the management after restoration.

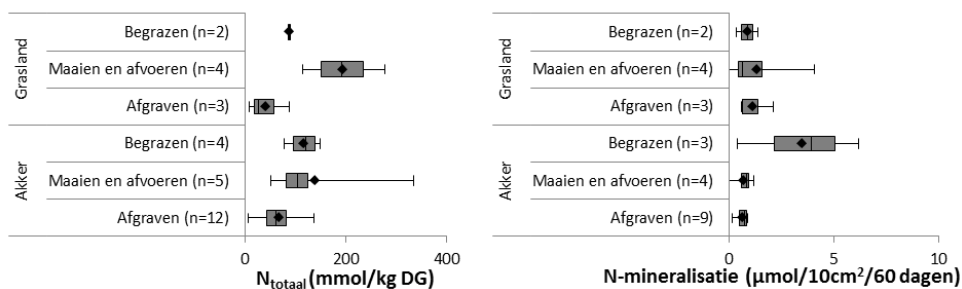
3.3.2 Invloed voormalig landgebruik voor omvorming op bodemchemie

Het succes voor het ontwikkelen van nutriëntenarme omstandigheden met verschrallen (maaïen en afvoeren) en begrazen hangt sterk af te hangen van de Ausgangssituatie van de voormalige landbouwgronden. Gekeken is of het agrarisch gebruik voor de omvorming (grasland of akker) van invloed is op de nutriëntentoestand na omvorming. Om dat de maatregelen bij omvorming ook de nutriëntentoestand beïnvloeden is gekeken naar nutriëntengehalten per combinatie van categorie landgebruik voor de omvorming en de uitgevoerde maatregel bij omvorming.

In Figuur 3-12 (grafiek links) wordt het N-totaal gehalte weergegeven voor de verschillende combinaties. Er zijn geen duidelijke verschillen voor voormalig gebruik als grasland en akker.

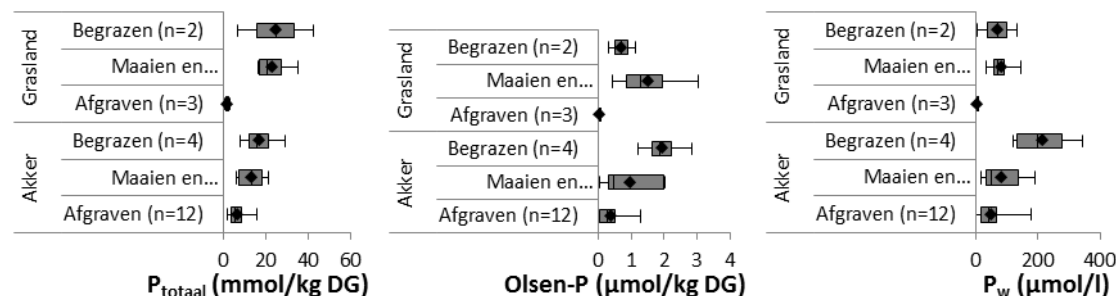
Binnen de categorieën van voormalig gebruik leidt afgraven wel tot een lager N-totaal gehalte. Voor de netto N-mineralisatie zijn de verschillen over het algemeen ook niet groot tussen voormalig gebruik als grasland en akker. Alleen bij de maatregel begrazen is de N-mineralisatie hoger in voormalige akkers.

Voor P-totaal heeft het voormalige landgebruik geen duidelijke invloed (Figuur 3-13, grafiek links). Alleen binnen elke categorie voor voormalig landgebruik leidt afgraven tot lage P-totaal gehalten. Bij P-Olsen (Figuur 3-13, grafiek midden) is alleen voor de maatregel begrazen een verschil voor voormalig landgebruik aanwezig: voormalig grasland is lager dan voormalig akker. Voor de maatregelen maaien en afgraven treedt geen verschil op. Hetzelfde patroon is aanwezig voor water-extraheerbaar fosfaat (Figuur 3-13, grafiek rechts).



Figuur 3-12: Stikstof totaal en netto stikstofmineralisatie in de bodemtoplaag per combinatie van landgebruik voor omvorming en maatregel. De punt geeft het gemiddelde aan, de verticale streep de mediaan, de grijs-gearceerde box het 0.25 en 0.75 percentiel en de whiskers de minimale en maximale waarde.

Figure 3-12. Total nitrogen and net nitrogen mineralisation in the top layer per combination of land use prior to restoration and restoration technique. The average is indicated with a point, the median with a line, the grey box indicates the 0.25 and 0.75 percentile and the whiskers maximum and minimum.

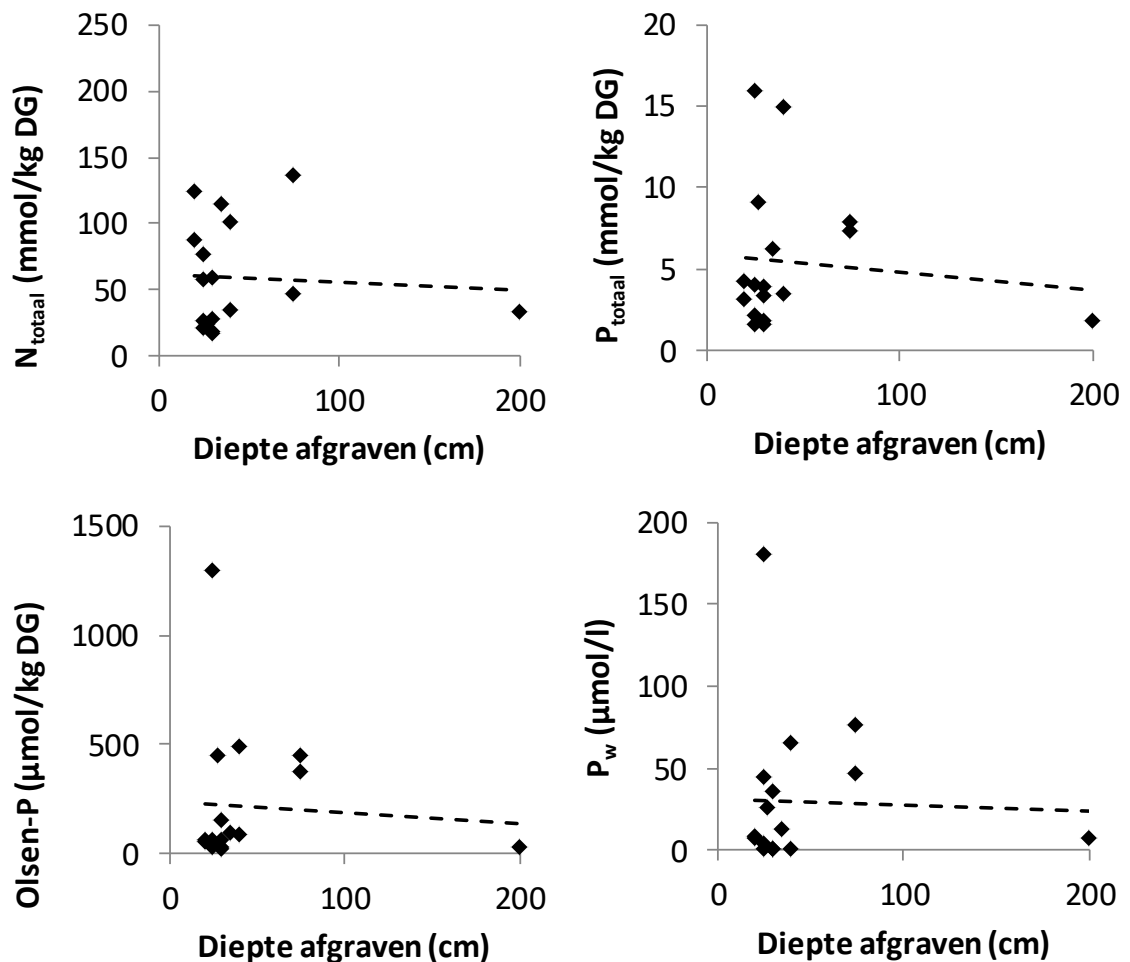


Figuur 3-13: Totaal fosfor, Olsen fosfaat en water-extraheerbaar fosfaat (P_w) in de bodemtoplaag per combinatie van landgebruik voor omvorming en maatregel. De punt geeft het gemiddelde aan, de verticale streep de mediaan, de grijs-gearceerde box het 0.25 en 0.75 percentiel en de whiskers de minimale en maximale waarde.

Figure 3-13. Total phosphorus, Olsen phosphorus and water-extractable phosphate (P_w) in the top layer per combination of land use prior to restoration and restoration technique. The average is indicated with a point, the median with a line, the grey box indicates the 0.25 and 0.75 percentile and the whiskers maximum and minimum.

3.3.3 Invloed afgraafdiepte op bodemchemie

Gekeken is of nutriëntengehaltes van de bodemtoplaag na afgraven een relatie vertonen met de afgraafdiepte. Gehalten voor N-totaal, P-totaal, P-Olsen en water-extraheerbaar fosfaat (P_w) vertonen geen relatie met afgraafdiepte (Figuur 3-14). Bij een afgraafdiepte van minder dan 50 cm is de spreiding in nutriëntengehalte groot. Opvallend is dat bij twee gebieden met vrij diepte afgraving (75 cm) nog relatief hoge fosfaat gehalten optreden. Dit betreft Lentevreugd en Vennewater Land van Levering beide in de binnenduinen gelegen. Opgemerkt wordt dat afgraven wel vaak geleid heeft tot lage fosfaatgehalten in het bereik van de bovengrenzen van schrale doelen (zie paragraaf 3.3.1 en Figuur 3-10).



Trends:

N_{totaal} : $y = -0.0565x + 61.4$; $R^2 = 0.004$

P_{totaal} : $y = -0.0108x + 5.91$; $R^2 = 0.011$

Olsen-P: $y = -0.519x + 243$; $R^2 = 0.005$

P_w : $y = -0.0409x + 31.8$; $R^2 = 0.002$

Figuur 3-14: Totaal stikstof, totaal fosfor, Olsen fosfaat en water-extraheerbaar fosfaat P_w in relatie tot afgraafdiepte. De stippellijn betreft lineaire regressies.

Figure 3-14. Total nitrogen, total phosphorus, Olsen phosphate and water-extractable P_w in relation to removal depth. The dashed lines are linear regressions.

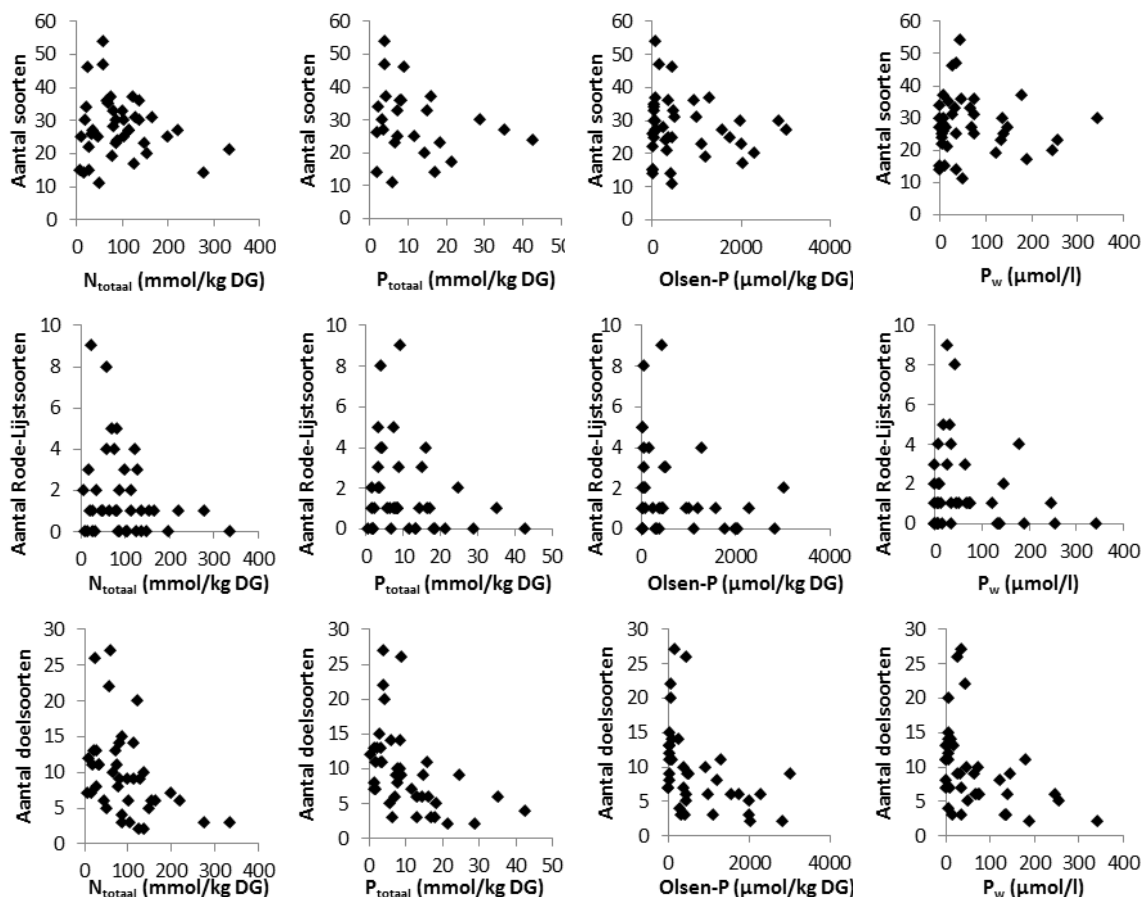
3.3.4 Vegetatie in relatie tot nutriëntengehalten

Verschillen tussen maatregelcategorieën

In figuur 3.15 (bovenste rij grafieken) wordt de relatie weergegeven van het aantal vaatplantsoorten met N_{totaal} , P_{totaal} , Olsen-P en P_w . Bij lage gehalten is het aantal vaatplantsoorten sterk variabel waarbij in een deel van de locaties hoge aantallen van vaatplantsoorten optreden. Bij hogere gehalten is het aantal soorten relatief laag tot intermediair. De locaties met de meeste soorten (>35) worden gevonden bij totaal stikstofgehalten tussen de 0 en 150 mmol/kg DG. Voor totaal fosforgehalten worden veel soorten (>35) gevonden tussen de 0 en 15 mmol/kg DG waarbij de meeste soorten (>40) gevonden worden bij totaal fosforgehalten lager dan 10 mmol/kg DG. Voor Olsen-P worden de meeste soorten (>35) gevonden bij waarden tussen de 0 en 1300 $\mu\text{mol/kg DG}$ (Olsen-P) en de meest soortenrijke locaties (>40) hebben fosfaatgehalten lager dan 300 $\mu\text{mol/kg}$. Voor P_w worden veel soorten (>35) aangetroffen bij gehalten lager dan 175 $\mu\text{mol/l}$ en de meest soortenrijke locaties (>40) hebben fosfaatgehalten lager dan 70 $\mu\text{mol/l}$. Opvallend is dat ook in het lage nutriëntenbereik het aantal soorten sterk kan variëren, wat erop duidt dat andere factoren naast nutriëntengehalte bepalend zijn voor het aantal soorten.

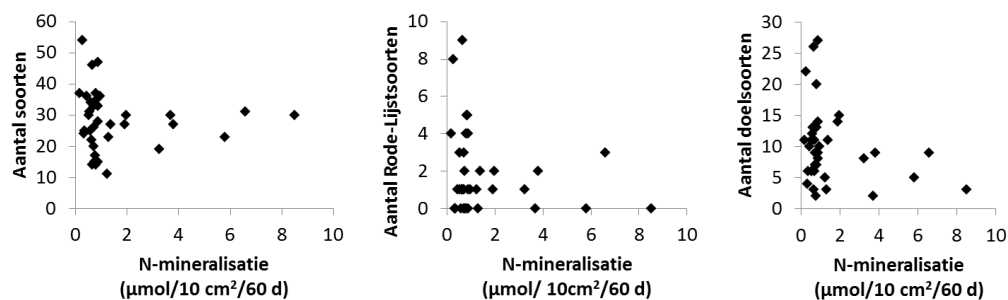
Het aantal Rode-Lijstsoorten en aantal doelsoorten vertonen een soortgelijk patroon met nutriëntgehalten (figuur 3.15, resp. 2e en 3e rij grafieken). Wel is het aantal soorten dan onder nutriëntenrijk omstandigheden duidelijk veel lager dan ten opzichte van de soortenrijke plots op nutriëntenarme locaties. Het patroon is daarmee meer uitgesproken. De nutriëntenbereiken met een hoog aantal Rode-lijst soorten en doelsoorten komen grotendeels overeen met die van het aantal vaatplantsoorten.

Hoge aantallen van vaatplanten, Rode-lijst soorten en doelsoorten treden ook alleen op bij lage gehalten van de netto N-mineralisatie (Figuur 3-16). De hoogste aantallen worden gevonden bij een netto N-mineralisatie van 0-1 $\mu\text{mol}/10\text{cm}^2/60\text{ d}$. Ook hier valt op dat bij lage waarden van de netto N-mineralisatie ook lage soortantallen optreden.



Figuur 3-15: Aantal vaatplantsoorten, Rode-lijst plantensoorten en doelplantensoorten per locatie in relatie tot nutriëntengehalten.

Figure 3-15. Number of vascular plant species, Red list species and target species per location in relation to nutrient content.



Figuur 3-16: Aantal vaatplantsoorten, Rode-lijst plantensoorten en doelplantensoorten per locatie in relatie tot netto stikstofmineralisatie.

Figure 3-16. Number of vascular plant species, Red list species and target species per location in relation to net nitrogen mineralisation.

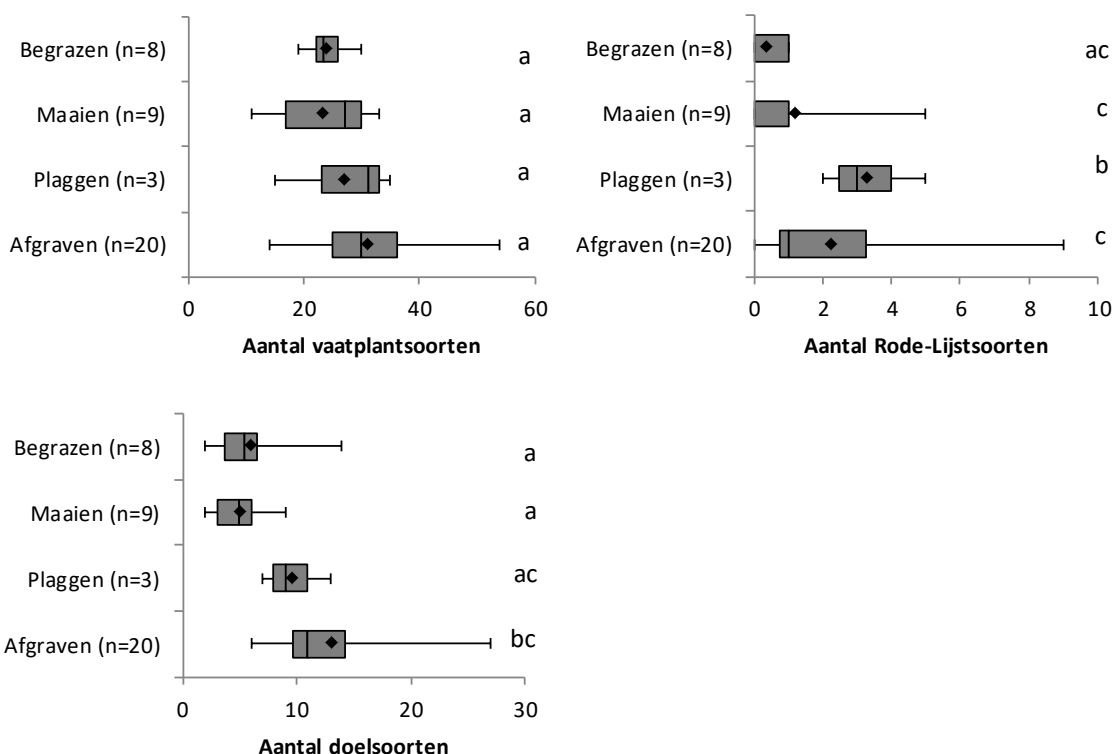
3.3.5 Vegetatie in relatie tot maatregelen

Aantal plantensoorten

Het totaal aantal vaatplantsoorten wordt voor de verschillende maatregelcategorieën weergegeven in Figuur 3-17 (grafiek linksboven). Bij afgraven en plaggen worden gemiddeld respectievelijk 31 en 27 soorten gevonden in vergelijking met maaien en afvoeren en begrazen waar gemiddeld respectievelijk 23 en 24 soorten gevonden worden. De verschillen tussen de categorieën zijn echter niet significant en de variatie bij afgraven is groot (14 tot 54 soorten). Bij afgraven komen locaties voor met het hoogste aantal vaatplantsoorten. Dit betreft een binnenlandgebied (Mosbeek-Reuterij, 46 soorten) en twee binnenduingebieden (Vroongronden, 47 soorten; De Klip, 54 soorten). Begraasde gebieden lijken het minst sterk te variëren waarbij in 50% van de gebieden tussen de 22 en 26 soorten voorkomen. Voor een lijst van de aangetroffen soorten wordt verwezen naar Bijlage 5.

De verschillen tussen het aantal Rode-lijstsoorten voor de maatregelcategorieën zijn groter (Figuur 3-17 (grafiek rechtsboven)). Het gemiddelde aantal is laag bij begrazen en maaien en relatief hoog bij plaggen en afgraven. Door een grote spreiding bij maaien en afgraven zijn er weinig significante verschillen tussen maatregelcategorieën. Alleen het verschil tussen begrazen en afgraven is significant ($p < 0.05$). Twee gebieden met afgraven hebben het hoogste aantal Rode-lijstsoorten (Mosbeek-Reuterij, 8 soorten; De Klip, 9 soorten).

De verschillen tussen het aantal doelsoorten voor de maatregelcategorieën zijn ook groter dan die van het aantal vaatplantsoorten (Figuur 3-17, grafiek linksonder). Afgraven levert significant meer doelsoorten op dan begrazen en maaien (resp. $p < 0.001$ en $p < 0.01$). Wederom is de variatie bij afgraven groot. Bij afgraven komen locaties voor met het hoogste aantal doelsoorten. Dit betreft een binnenlandgebied (Mosbeek-Reuterij, 26 soorten) en twee binnenduingebieden (Vroongronden, 27 soorten; De Klip, 22 soorten).

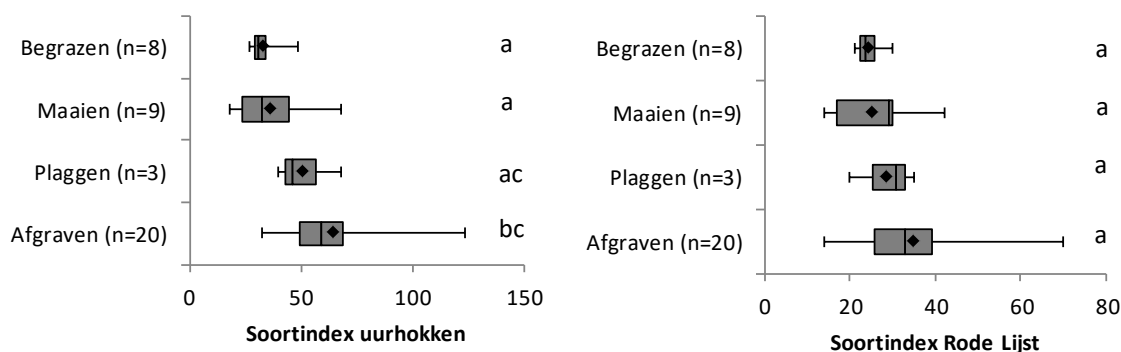


Figuur 3-17: Aantal vaatplantsoorten, Rode-lijst soorten en doelsoorten per maatregelcategorie. De punt geeft het gemiddelde aan, de verticale streep de mediaan, de grijs-gearceerde box geeft het 0.25 en 0.75 percentiel en de whiskers minima en maxima. Lettercodes geven significante verschillen aan (Dunn test; $P < 0.05$).

Figure 3-17. Number of vascular plant species, Red list species and target species per restoration technique. The average is indicated with a point, the median with a line, the grey box indicates the 0.25 and 0.75 percentile and the whiskers maximum and minimum. Letter codes indicate significant differences (Dunn test; $p < 0.05$).

Soortindexen

Als maat voor zeldzaamheid van de aangetroffen plantensoorten is een soortindex op basis van uurhokfrequentie berekend (Figuur 3-18, links). Ook hier geeft afgraven de hoogste score met waarden die significant hoger liggen dan maaien en begrazing ($p < 0.01$). Begrazen heeft indexwaarden die overeenkomen met die van maaien, maar deze verschillen niet significant van maaien en plaggen. De index op basis van Rode-lijstindicatie geeft geringe verschillen die allen niet significant zijn (Figuur 3-18, rechts). Bij beide type indexen is de spreiding bij afgraven groot.

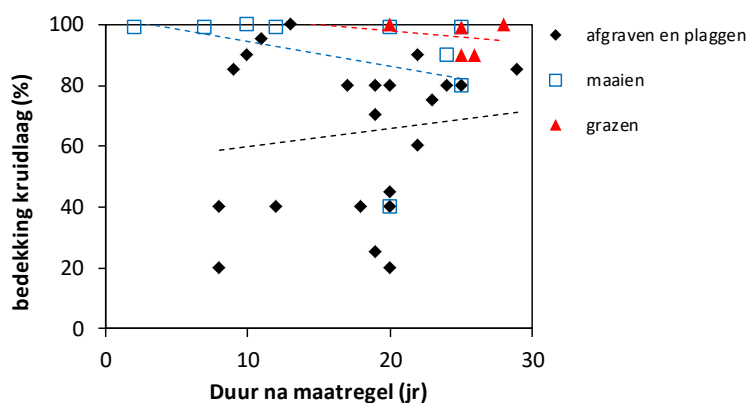


Figuur 3-18: Soortindex op basis van uurhokken en van Rode-lijstsoorten per maatregelcategorie. De punt geeft het gemiddelde aan, de verticale streep de mediaan, de grijs-gearceerde box geeft het 0.25 en 0.75 percentiel en de whiskers de minimale en maximale waarde. Lettercodes geven significante verschillen aan tussen categorieën (Dunn test; $P < 0.05$).

Figure 3-18. Species index based on rarity and on Red Lists per restoration technique. The average is indicated with a point, the median with a line, the grey box indicates the 0.25 and 0.75 percentile and the whiskers maximum and minimum. Letter codes indicate significant differences (Dunn test; $p < 0.05$).

Ontwikkeling vegetatiestructuur

De bedekking van de kruidlaag van locaties met beweiding en maaien zijn doorgaans hoog. Die van maaien vertoont een zwakke afname en die beweiding nauwelijks. Bij maaien komt een locatie voor met een lage bedekking (40%). Dit betreft een droge bodem met weinig organische stof in de duinen waar sterke droogtestress optreedt (Groote weide). Op de productieve, gemaaide locaties gaan pas na 20 jaar iets lagere vegetatiebedekkingen optreden. Bij begrazen treedt geen duidelijke trend op met de tijd. Bij afgraven en plaggen is de bedekking van de kruidlaag tussen de 5 en 20 jaar sterk variabel. Tussen 20 en 30 jaar worden hogere bedekkingen gevonden. Blijkbaar varieert de snelheid waarmee de kruidlaag dichtgroeit sterk gedurende de eerste 20 jaar. Door de grote variatie van de bedekking is er geen duidelijke trend zichtbaar. De bedekking van de kruidlaag heeft een matige correlatie met N-totaal, P-totaal, P-oxalaat, P-Olsen en Pw (Spearman's ρ^2 resp. 0.44, 0.38, 0.47, 0.38 en 0.53; $p < 0.001$) wat duidt op invloed van nutriëntenrijkdom op de productiviteit van de vegetatie. De correlatie met netto N-mineralisatie is niet significant (Spearman's r^2 0.06; $p = 0.15$).



Trends:

afgraven en plaggen: $y = 0.600x + 54.0$; $R^2 = 0.019$

maaien: $y = -0.810x + 103$; $R^2 = 0.124$

grazen: $y = -0.408x + 106$; $R^2 = 0.051$

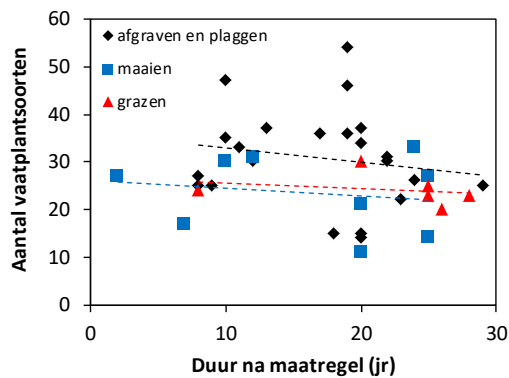
Figuur 3-19: Temporele ontwikkeling van de bedekking van de kruidlaag. Elk punt is een meetlocatie. Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het geringe aantal locaties met plaggen.

Figure 3-19. Temporal development in herb cover. Each point is a location. Sod cutting and top soil removal are combined because of the limited number of locations with sod cutting.

Trends in de tijd

In Figuur 3-20 worden de trends weergegeven voor het aantal vaatplantensoorten, Rode-lijstsoorten en doelplantensoorten over de tijd met onderscheid voor maatregelcategorie. Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het geringe aantal locaties met plaggen. Voor het aantal vaatplantensoorten zijn er geen duidelijke trends. Opvallend is dat met de tijd het aantal soorten niet toeneemt. Voor afgraven en plaggen en grazen is er geen duidelijke trend voor het aantal Rode-lijstsoorten. Maaien vertoont een stijging van 1.5 Rode-lijstsoort per 10 jaar. Ook voor het aantal doelsoorten wordt bij afgraven+plaggen geen trend gevonden. Maaien en grazen vertonen een zeer zwakke stijgende trend doelsoorten (resp. 1.1 en 0.8 soorten per 10 jaar). Na 20-30 jaar is het aantal doelsoorten voor deze twee maatregelcategorieën echter nog laag t.o.v. die van afgraven en plaggen.

Wanneer voor de locaties met afgraven en plaggen de trends worden geanalyseerd in samenhang met de bedekking van de kruidlaag, valt op dat bij een nog niet volledig gesloten kruidlaag (bedekking $\leq 70\%$) het aantal Rode-lijstsoorten geen duidelijke trend vertoont en bij een hogere bedekking ($> 70\%$) afneemt (Figuur 3-21). Bij het aantal doelsoorten is er voor beide bedekkingsklassen geen duidelijke trend. Wel komen er bij een vegetatiebedekking van $\leq 70\%$ locaties voor met een hoog aantal doelsoorten, terwijl bij een meer gesloten vegetatiedek het aantal doelsoorten altijd laag is.

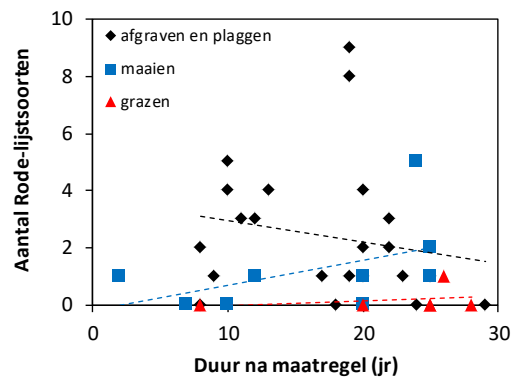


Trends:

afgraven en plaggen: $y = -0.292x + 35.8$; $R^2 = 0.031$

maaien: $y = -0.166x + 26.1$; $R^2 = 0.032$

grazen: $y = -0.126x + 27.0$; $R^2 = 0.078$

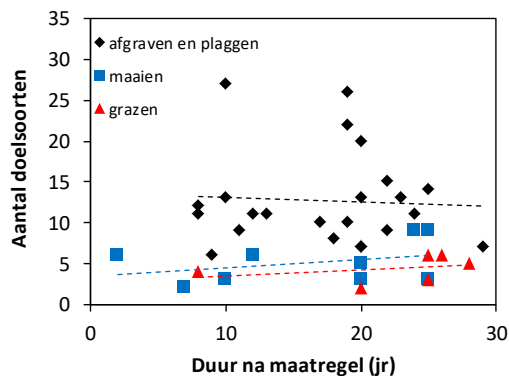


Trends:

afgraven en plaggen: $y = -0.074x + 3.68$; $R^2 = 0.033$

maaien: $y = 0.0882x - 0.199$; $R^2 = 0.234$

grazen: $y = 0.0148x - 0.159$; $R^2 = 0.071$



Trends:

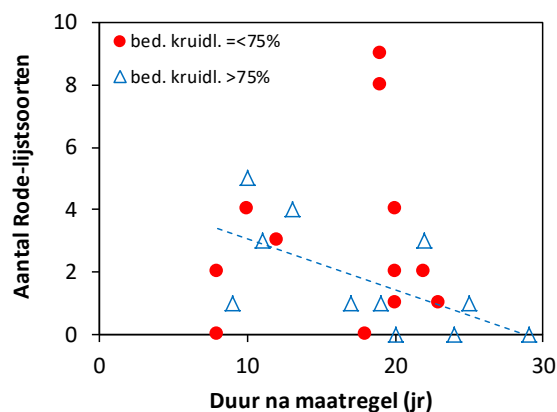
afgraven en plaggen: $y = -0.0517x + 13.6$; $R^2 = 0.003$

maaien: $y = 0.107x + 3.38$; $R^2 = 0.123$

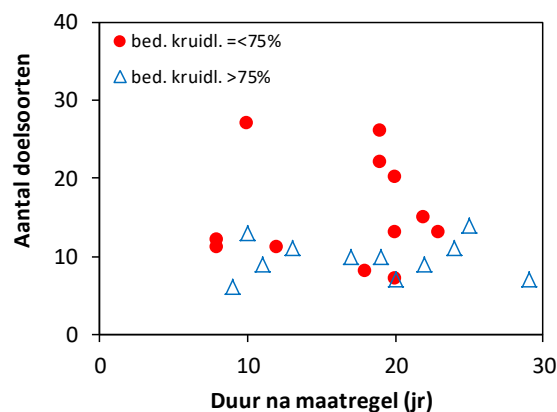
grazen: $y = 0.0778x + 2.62$; $R^2 = 0.122$

Figuur 3-20: Ontwikkelingen in het aantal vaatplantensoorten, Rode-lijstsoorten en doelsoorten. Elk punt is een meetlocatie. Afgraven en plaggen zijn samengevoegd wegens het geringe aantal locaties met plaggen.

Figure 3-20. Temporal development in number of vascular plant species, Red List species and target species per restoration type. Each point is a location. Sod cutting and top soil removal are combined because of the limited number of locations with sod cutting.



bedekking > 75%: $y = -0.163x + 4.67$; $R^2 = 0.392$



Figuur 3-21: Ontwikkelingen in het aantal Rode-lijstsoorten en doelsoorten na afgraven en plaggen met onderscheid voor een bedekking van de kruidlaag $\leq 75\%$ en $> 75\%$.

Figure 3-21. Temporal development in Red List species and target species after sod cutting and top soil removal, divided into development with a total herb cover $\leq 75\%$ and $> 75\%$.

3.4 Conclusies

In deze veldstudie zijn de nutriëntentoestand van de bodemtoplaag en vegetatie van veertig locaties met plaggen, afgraven, verschalen en beweiden met elkaar vergeleken.

Ten aanzien van de zuurgraad van de bodemtoplaag kan het volgende worden vastgesteld: een belangrijk deel van variatie in bodem pH tussen de locaties wordt verklaard door verschillen in kalkgehalte. Kalkhoudende duinlocaties hebben daarbij een hoge pH, terwijl kalkarme locaties in de duinen en op de hogere zandgronden vlak na de omvorming een pH-H₂O van 5.0 tot 6.5 hebben in het traject waarin buffering door kationuitwisseling een belangrijke rol speelt. Bij afgraven en plaggen van locaties op de hogere zandgronden treedt na de ingreep lichte bodemverzuring op een tijdschaal van 20-30 jaar. In de duingebieden is dat door een hoog aandeel van kalkgebufferde locaties niet waarneembaar. Verder zijn begraasde locaties op de hogere zandgronden ook onderhevig aan lichte verzuring. Voor maaien met afvoeren kon dat niet worden aangetoond, ondanks dat hier verzuring wordt verwacht door de afvoer van basische kationen via het maaisel.

Afgraven en plaggen leidt tot lagere voorraden aan stikstof en fosfor in de bodemtoplaag. Daarbij zijn N en P voorraden bij afgraven het laagst en duidelijk lager dan die bij begrazing en verschalen met maaien. De geringe N voorraad bij afgraven en plaggen hangt samen met het verwijderen van de bouwvoor waarin het meeste organische stof aanwezig is. De lagere N voorraad gaat daarbij samen met een relatief lage netto N mineralisatie. Bij beweiding en maaien is de variatie in N-mineralisatie groot en komen ook relatief lage waarde voor. Na afgraven en plaggen neemt de stikstofvoorraad langzaam toe door accumulatie van organische stof in de bodem. Mogelijk is dat ook het geval in beweide gebieden, maar dat is alleen gebaseerd op rangschikking van de locaties in een chrono-sequence. N-mineralisatie neemt zeer zwak toe met de tijd na het nemen of start van een maatregel bij afgraven+plaggen, maaien en begrazing.

Een groot deel van de afgegraven locaties heeft een P-totaal, P-Olsen en P_w gehalte dat valt in de range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen (Tabel 2.4). Een deel van de locaties valt echter boven de bovengrens van de meest schrale natuurtypen en is daarmee voor bijvoorbeeld droge heide te nutriëntenrijk. De meeste locaties met maaien en begrazen liggen boven de betreffende range van het P-totaal en P-Olsen gehalte en zijn voor schrale natuurdoelen te fosfaatrijk. Opvallend is dat een deel van de gemaaide locaties een P_w gehalte heeft in de range van bovengrenzen van streefwaarden van schrale natuurdoelen. Verschalen met maaibeheer leidt blijkbaar tot een afname van de snel desorbeerbare fosfaatfractie, dit in tegenstelling tot P-Olsen waarmee ook een deel van de langzaam desorbeerbare fractie wordt geëxtraheerd. Bij analyse van tijdreeksen over 6 tot 21 jaar bij locaties met afgraven en plaggen valt op dat de fosfaatvoorraad geen eenduidige trend vertoont, terwijl de beschikbaarheid op de meeste locaties wel afneemt. Zowel voormalig landgebruik (akker of grasland) als ook afgraafdiepte hebben geen duidelijke relatie met N- en P-voorraden en de beschikbaarheid van fosfaat. Waarschijnlijk komt dat laatste omdat de afgraafdiepte in veel projecten alleen werd afgestemd op het verwijderen van de bouwvoor en in andere projecten juist werd afgestemd op het lokale fosfaatprofiel.

De soortenrijkdom van de vegetatie, het aantal Rode-lijstsoorten en soorten van schrale natuurdoelen vertoont een relatie met N- en P-voorraden, N-mineralisatie, P-Olsen en P_w. Het algemene patroon is dat de soortenrijkdom bij lage gehalten en waarden sterk variabel is en deels hoog is, terwijl bij hoge gehalten en waarden de soortenrijkdom altijd laag is. Een hoog aantal van schrale soorten en daarmee ook de aanwezigheid van schrale natuurdoelen is daarmee gebonden aan lage voorraden en een beschikbaarheid van N en P.

Gezien de voorgaande patronen ligt het voor de hand dat Rode-lijstsoorten en doelsoorten van schrale vegetaties een groter aandeel hebben in de projecten met afgraven en plaggen. Deze maatregelen zijn daarom op de beschouwde ontwikkeltermijn van ca. 5 tot 30 jaar het meest succesvol voor ontwikkeling van schrale doelvegetaties. Begrazing en verschalen met maaien leidt nauwelijks tot vestiging van Rode lijstsoorten en tot een geringe vestiging van doelplantensoorten. Opvallend is dat in de tijdreeksen van afgegraven en geplagde locaties de ontwikkeling in het aantal Rode-lijstsoorten afhangt van de openheid van de vegetatie. Bij een bedekking van de kruidlaag ≤ 70 % vertoont het aantal soorten geen trend. Bij een meer gesloten vegetatie neemt het aantal Rode-lijstsoorten af en zijn ca. 3 decennia na de ingreep verdwenen. Ook voor het aantal doelsoorten maakt de bedekking van de kruidlaag verschil. Zowel in jongere als oudere stadia (ca. 5 tot 30 jaar) komen na plaggen en afgraven hoge aantallen doelsoorten (15-28) alleen voor bij een nog open vegetatie (bedekking kruidlaag ≤ 70%). Ook Bekker (2008, 2009) vond een duidelijk effect van vegetatiebedekking op de

ontwikkeling van het aantal schrale doelsoorten op afgegraven locaties. Zij vond echter een toenemende trend bij een open vegetatie. In de huidige dataset is daar juist geen stijgende trend aanwezig. De data van dit onderzoek bestrijken echter een langere periode van 7 tot 30 jaar na afgraven of plaggen in vergelijking tot de studie van Bekker (2008) die betrekking had op het eerste decennium na inrichting.

Samenvattend kan geconcludeerd kan worden dat het effect van afgraven en plaggen is dat er een open pioniermilieu wordt geschapen voor de soorten van de schrale doelvegetatietypen en dat dit op een aanzienlijk deel van de locaties zorgt voor een lage nutriëntenstatus waardoor de vegetatie langdurig (tot 3 decennia) een open structuur blijft behouden.



Afbeelding 9. Ontgronden in het Noordenveld (Foto Jaap van Roon).

Picture 9. Top soil removal in the area "Noordenveld" (Photo Jaap van Roon)

4 Omgang met cultuurhistorische en archeologische waarden

4.1 Inleiding

Voor de inrichting van natuur in het Natuurnetwerk Nederland (voorheen EHS) dienen grote oppervlakten landbouwgrond te worden omgevormd. In vele gevallen worden daarbij natuurdoeltypen nagestreefd die voedselarme bodemcondities vereisen. Inrichtingswerkzaamheden ten behoeve van deze condities kunnen zorgen voor aantasting van de cultuurhistorische resten in de bodem, met name het archeologisch bodemarchief. Deze aantasting ontstaat niet alleen door fysieke bodemingrepen (zoals ontgronden, diepploegen en plaggen), maar ook door maatregelen waardoor de bodemeigenschappen (op termijn) blijvend veranderen, zoals verlaging van het grondwaterpeil.

In dit hoofdstuk wordt uiteengezet wat de procedures, risico's, maar ook kansen zijn van bodemingrepen in het kader van het creëren van voedselarme condities. Daarbij wordt antwoord gegeven op de volgende vragen:

- Hoe kan men archeologie en cultuurhistorie verankeren in een projectfasering voor een herstelproject op voormalige landbouwgronden?
- Wat zijn de wettelijke verplichtingen?
- Hoe kunnen schadelijke effecten van maatregelen worden tegen gegaan?
- Welke kansen bieden de werkzaamheden voor cultuurhistorie?

Alvorens deze vragen te beantwoorden, is het noodzakelijk aandacht te schenken aan het begrip cultuurhistorie in het algemeen en archeologie in het bijzonder. Hierbij staat het landschap als ruimtelijke context centraal.

4.2 Cultuurhistorie: een ruim begrip

Cultuurhistorie is een paraplubegrip voor de grote diversiteit aan relictten die in het verleden door menselijk handelen tot stand zijn gekomen. Voorbeelden van cultuurhistorische objecten zijn (al dan niet verdwenen) kastelen, kapellen, wegkruizen, grafvelden en bruggen, maar ook landschapselementen zoals sloten, wegen en oude kavelgrenzen. De belangrijkste disciplines binnen de cultuurhistorie zijn archeologie, bouwhistorie en historische geografie.

Archeologie is de wetenschap die zich ten doel stelt om door middel van de studie van de materiële nalatenschap inzicht te verwerven in alle mogelijke facetten van verleden samenlevingen. In het bijzonder houdt de archeologie zich bezig met door mensen achtergelaten resten in de bodem: het zogenaamde bodemarchief. Het gaat dan om grondsporen en vondsten die niet meer aan het oppervlak zichtbaar zijn en die niet uit historische bronnen te achterhalen zijn. Daarbij komt de hele menselijke geschiedenis aan bod: vanaf de Steentijd tot en met de Nieuwe tijd, tot ongeveer het einde van de Tweede Wereldoorlog.

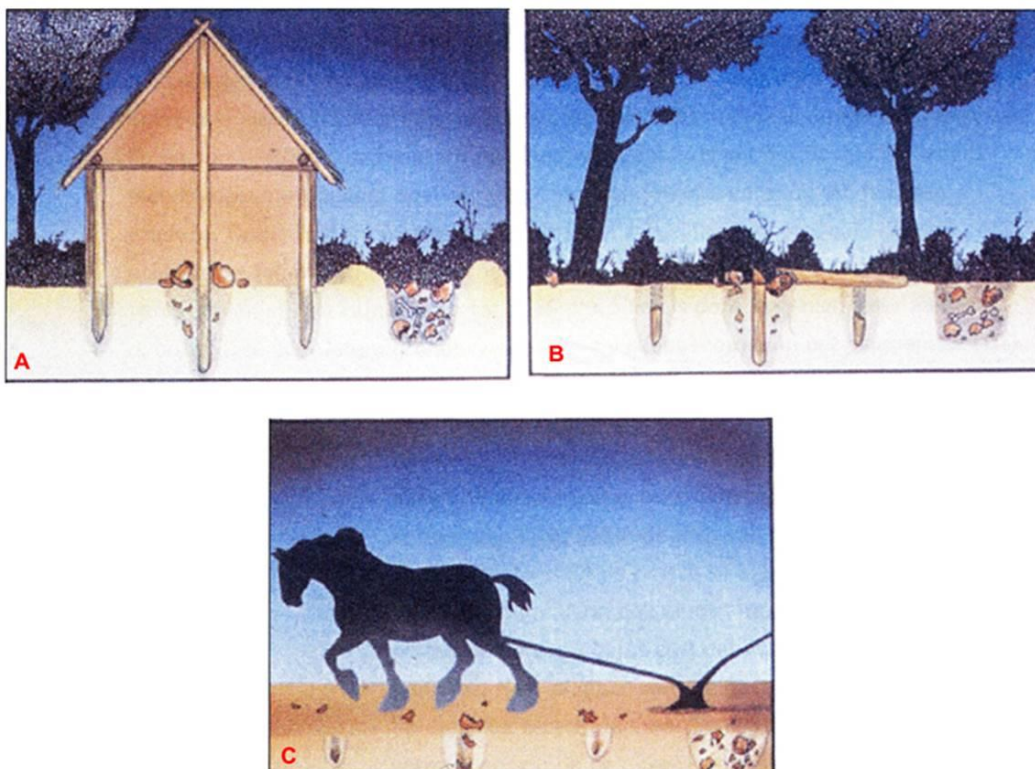
Bouwhistorie is de discipline die zich bezighoudt met het materiële onderzoek van gebouwd erfgoed, waarom een gebouw staat waar het staat, waarom het er uit ziet zoals het er uit ziet en welke waarden dit belichaamt voor heden en toekomst.

Historische geografie is de wetenschap die zich bezighoudt met de historische dimensie van geografische verschijnselen. Deze verschijnselen bevinden zich op het snijvlak van geografie en geschiedenis. In de praktijk gaat het voornamelijk om landschapselementen zoals wegen- en kavelpatronen, heggen, houtwallen, nederzettingsvormen en sporen van oude gebruiksvormen van gronden, etc. Door studie van historische kaarten, archieven en

archeologisch onderzoek kunnen worden verdwenen historisch geografische relictten worden gereconstrueerd. Historische geografie bestrijkt voornamelijk de periode vanaf de Late Middeleeuwen (na 450 na Chr.).

4.3 Het archeologisch archief

Het landschap is herhaaldelijk opnieuw ingericht en geordend naar behoeften, ideeën en mogelijkheden van de tijd. Elke periode kende haar eigen processen die de ruimtelijke indeling beïnvloedden. In het landschap zijn voortdurend sporen van menselijke activiteiten uitgewist en nieuwe toegevoegd. Nieuwe elementen of structuren liggen tussen of juist over de oude structuren heen. De oudste menselijke bewoningssporen dateren uit het Paleolithicum en Mesolithicum (ca. 300.000-5000 jr. v. Chr.), toen de mens zich voornamelijk voedde door middel van jacht, visvangst en het verzamelen van planten. De invloed van de mens op het landschap was in deze periode zeer gering. Vanaf het Neolithicum (ca. 5000-2000 jr. v. Chr.), met de introductie van de landbouw, werd de greep van de mens op het landschap meer en meer zichtbaar. Bossen werden gekapt en akkers aangelegd. De hoeveelheid dierlijke mest die een boer tot zijn beschikking had en de natuurlijke vruchtbaarheid van de grond, bepaalden de omvang van het akkerareaal. De uitvinding van kunstmest op het einde van de negentiende eeuw maakte grootschalige ontginningen mogelijk. Hierdoor werd het mogelijk om van nature voedselarme woeste gronden (heidevelden) in gebruik te nemen als landbouwgrond. Als gevolg van de ontginningswerkzaamheden en het hierop volgende intensief landbouwgebruik zijn veel cultuurhistorische elementen verloren gegaan. Veel resten ervan, echter, bevinden in de ondergrond en zijn daardoor tot het domein van de archeologie gaan behoren (Figuur 4-1Figuur 4-2). Het landschap kan dus vergeleken worden met een archiefkast waarin de geschiedenis van de mens is opgeslagen.



Figuur 4-1: De vorming van een archeologische vindplaats. A: Huis uit de Romeinse tijd. B: Het huis is verlaten en het bovengrondse deel is verdwenen. Alleen bodemsporen (zogenaaamde paalkuilen) en vondsten (aardewerkfragmenten) getuigen nog op de aanwezigheid van het gebouw. C: Door ploegen worden de grondsporen 'onthoofd' en vondsten verspreid over een groter oppervlak. Ondanks intensieve landbouwwerkzaamheden zijn onder de bouwvoor nog sporen van het gebouw aanwezig.



Figuur 4-2: Een huisplattegrond uit de Bronstijd gevonden bij Ekkersrijt nabij Eindhoven. In de door archeologen uitgegraven gaten stonden de funderingspalen van een grote drie-schepige boerderij.

4.4 Een landschapsbenadering

Traditioneel werd het cultuurlandschap apart bestudeerd vanuit de verschillende wetenschappelijke disciplines, met een eigen onderzoekagenda. Echter, vanwege de vage scheidslijnen tussen en overeenkomsten van de disciplines (reconstrueren van het verleden), is er de laatste jaren steeds meer samenwerking, vooral met betrekking tot archeologie en historische geografie. Dit is goed nieuws want om de cultuurhistorische resten en waarden in natuurontwikkelingsgebieden mee te laten wegen in de planvorming en erfgoedzorg, is het een voorwaarde dat planmakers grip krijgen op het volledige historisch potentieel van het te ontwikkelen landschap. Belangrijke vraag is: wat zit er in de koektrommel?

Omdat (zichtbare, bovengrondse) bebouwing vaak niet meer aanwezig is binnen natuurontwikkelingsgebieden is bouwhistorisch onderzoek in de meeste gevallen niet aan de orde. Met historisch-geografische en archeologische resten is het anders gesteld: het landschap is hier in veel gevallen meer doorspekt. Talloze archeologische onderzoeken hebben aangetoond dat, vooral in de ondergrond van intensief gebruikte landbouwgebieden, vele sporen en vondsten aanwezig zijn uit alle archeologische perioden. Dit geldt zeker voor de oudste akkers, die archeologische schatkamers blijken te zijn. Onder dergelijk zogenaamde esdekken zijn de resten gevonden van vrijwel complete boeren nederzettingen, bestaande uit paalsporen van grote boerderijen, maar ook schuren, waterputten, greppels, sloten, wegen, etc. Daarbuiten zijn er grafvelden aangetroffen, sommige met urnbegravingen onder grafheuvels. En er zijn ook resten van veel vroegere, zogenaamde jager-verzamelaars, gemeenschappen aanwezig, in de vorm van de overblijfselen van kampementen en stenen werktuigen.

Het besef is gegroeid dat het hele landschap doordrenkt is met geschiedenis en dooraderd is met verschillende soorten resten, die samenhangen met de inrichting van het landschap in de ruimste zin. Zodoende wordt het landschap gezien als een samenhangend geheel, waarin de bebouwde omgeving (nederzettingen) gerelateerd was aan onbebouwde zones zoals beekdalen, moerassen en heidenen. Zo zijn met name in beekdalen resten teruggevonden van prehistorische jachtactiviteiten, doorwaadbare plekken (voorden), bruggen, oeverbeschoeiingen, sporen van scheepvaart, veenwegen, afvalplaatsen, sporen van vloeiwijdesystemen en beemdenstructuren.

4.5 De kwetsbaarheid van het bodemarchief

Indien het tot stand brengen van een voedselarm milieu gepaard gaat met bodemingrepen, zoals maaiveldverlaging, plaggen en boomaanplant, kunnen archeologische resten verstoord of zelfs vernietigd worden, zodat het bodemarchief niet meer raadpleegbaar is. Ook maatregelen waardoor de bodemeigenschappen worden veranderd, zoals verlaging van het grondwaterpeil, kunnen een negatieve invloed hebben.

In tegenstelling tot historisch geografisch elementen, zijn archeologische resten doorgaans niet zichtbaar aan het oppervlak en daardoor (nog) niet in kaart gebracht. Dit maakt deze resten uiterst kwetsbaar voor bodemingrepen. Het uitzonderlijke van het archeologisch bodemarchief is dat de archeologische sporen in feite maar één keer bestudeerd kunnen worden: als ze weg zijn is dit voor altijd. Tevens geldt, zoals bij elk archief, dat bij onzorgvuldig beheer de unieke informatie ernstig aangetast of zelfs geheel vernietigd kan worden. Vooral overblijfselen van jager-verzamelaars uit de Steentijd zijn kwetsbaar, omdat het gaat om slechts weinig en ondiepe grondsporen (zoals resten van haardjes of tenten) en, vooral, om verspreidingen van stenen werktuigen op het oude oppervlak. Één keer ploegen in een dergelijk oppervlak en de resten zijn zwaar verstoord. Resten van boerengemeenschappen (vanaf het Neolithicum), bestaan meestal uit diepere grondsporen (zoals paalgaten en waterputten), die zelfs bij vernietiging van de bovenkant ervan nog waardevolle informatie op kunnen leveren.

Archeologische resten in de bouwvoor (meestal 30-40 cm dik), of in een esdek (ca. 50-100 cm) zijn omdat deze lagen al heel lang onder de ploeg zijn vaak verstoord. Dat wil zeggen dat grondsporen geheel in de bouwvoor zijn opgenomen en dat vondsten verspreid zijn geraakt en gebroken zijn. Hierdoor is de waarde van archeologische resten in de bouwvoor, zeker als deze oud is, zeer beperkt.

Het mag dus duidelijk zijn dat de dikte van de bovengrond en de diepte van de ingrepen het meest bepalend zijn voor het risico van aantasting van het bodemarchief. In veel gevallen geldt dat hoe dieper de verstoring is, hoe groter het negatieve effect ervan is. Daarom zijn esdekken zo belangrijk voor archeologie: vanwege hun dikte, (tot wel 1 m) zijn veel archeologische resten buiten de ploegdiepte gehouden en daardoor bewaard gebleven. Ontgronden van essen is overigens ook uit oogpunt van ontwikkeling van schrale natuurdoeltypen niet zinvol.

4.6 Archeologie en wetgeving

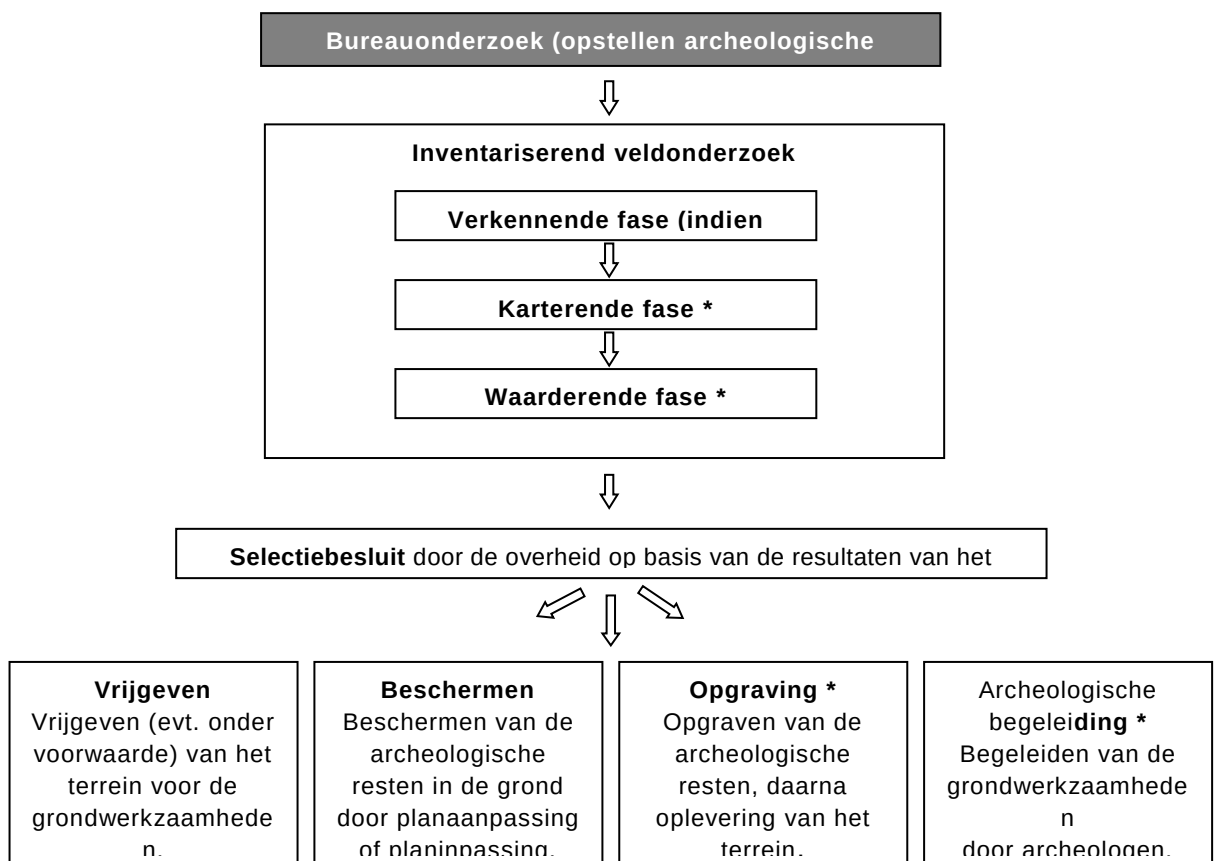
Sinds 1 juli 2016 is de Erfgoedwet van kracht. Deze wet bundelt de bestaande wet- en regelgeving voor behoud en beheer van het cultureel erfgoed in Nederland. Het betreft daarbij zowel het roerend als onroerend erfgoed. Samen met de Omgevingswet die naar verwachting in 2018 ingaat, maakt de Erfgoedwet een integrale bescherming van ons cultureel erfgoed mogelijk. Voor het onroerend cultureel erfgoed zijn deze wetten van grote betekenis. Het deel van de Monumentenwet 1988 dat direct raakt aan de fysieke leefomgeving, gaat namelijk op in de Omgevingswet. Het resterende deel van de Monumentenwet gaat op in de Erfgoedwet. De Erfgoedwet voorziet ook in het nodige overgangsrecht, zodat artikelen uit de Monumentenwet tussen 2016 en 2018 niet zo maar komen te vervallen. De erfgoedwet en de omgevingswet regelen de zorg voor ons bodemarchief en is de vertaling van het Verdrag van Malta, dat Nederland in 1992 ondertekende. De essentie van deze wet is dat waardevolle archeologische resten zoveel mogelijk in de bodem behouden blijven. Sedert 2007 zijn de gemeenten in overwegende mate verantwoordelijk voor het behoud en het onderzoek van archeologisch erfgoed.

De belangrijkste doelstellingen van het Verdrag van Malta, en dus ook het Nederlandse beleid zijn:

- Archeologische resten dienen te worden beschermd als onvervangbaar onderdeel van het culturele erfgoed;
- Archeologie moet expliciet bij de besluitvorming over ruimtelijke ingrepen moeten worden meegewogen. Het accent ligt op het streven naar het behoud en beheer van archeologische resten in de bodem en op het zoveel mogelijk beperken van (de noodzaak van) archeologische opgravingen;

- Waar mogelijk dienen de archeologische resten te worden ontzien (behoud in situ). Wanneer bescherming en inpassing van archeologisch waardevolle terreinen niet mogelijk blijkt, zal de historische informatie door middel van verantwoord archeologisch onderzoek moeten worden veiliggesteld (behoud ex situ);
- De veroorzaker van de bodemverstoring is verantwoordelijk voor het vroegtijdig (laten) uitvoeren van archeologisch onderzoek en de financiering daarvan (het 'veroorzaker-betaalt-principe');
- Gestreefd moet worden naar publieksgerichte ontsluiting van archeologische resten om zo begrip te ontwikkelen voor het belang van het archeologische erfgoed.

In Nederland is de archeologische erfgoedzorg geregeld in de Monumentenwet. In de praktijk gaat het om het Archeologische Monumentenzorg (AMZ) proces (zie figuur 3). Dit is erop gericht om via onderzoek een steeds nauwkeuriger inzicht te geven in de eventuele aanwezigheid en aard van archeologische resten in een plangebied. In de meeste gevallen begint het onderzoek met een algemeen oriënterende bureaustudie, eventueel aangevuld met boringen om inzicht te krijgen in de archeologische potentie van een plangebied. Als hieruit blijkt dat bij planuitvoering inderdaad archeologische resten in het geding zijn, kan het onderzoek worden uitgebreid tot het opsporen en in kaart brengen (karteren) van de verwachte resten, middels bijvoorbeeld proefsleuven. Als resten niet in situ beschermd kunnen worden, kunnen deze door middel van een opgraving worden gedocumenteerd en zo ex-situ worden beschermd.



* Bij proefsleuven, opgraving of archeologische begeleiding dient dit onderzoek te worden uitgevoerd op basis van een goedgekeurd Programma van Eisen (PvE).

Figuur 4-3: Het AMZ-proces.

In dit AMZ-proces spelen zogenaamde archeologische verwachtings- en beleidskaarten een hele belangrijke rol. Op de verwachtingskaarten staan met kleurvlakken zones met een hoge, middelhoge of lage verwachting aangegeven. In zones met een middelhoge of hoge verwachting is bij bodemingrepen archeologisch onderzoek aan de orde, maar in zones met

een lage verwachting meestal niet. Verder worden ondergrenzen gehanteerd met betrekking tot de noodzaak van onderzoek. Dat betekent dat onderzoek alleen aan de orde is indien met plagen, ontgronden of diepploegen een bepaalde diepte en bepaald oppervlak wordt overschreden. De ondergrens voor diepte is meestal de diepte van de bouwvoor (30-40 cm), de ondergrens voor oppervlakte varieert, afhankelijk van het type gebied (hoge, of middelhoge verwachting) en het gemeentelijk beleid (bijv. tussen de 500 en 2500 m²).

Bij geplande ingrepen in de bodem zijn verwachtings- en beleidskaarten daarom voor initiatiefnemers van groot belang: op basis daarvan wordt namelijk in de meeste gevallen bepaald of archeologisch onderzoek nodig is in een plangebied (op basis van de verwachting en de ondergrenzen).

Nadere uitleg over het Verdrag van Malta, het Nederlands wettelijk kader en het AMZ-proces zijn toegevoegd als **bijlage 1**.

4.7 Historische geografie en ruimtelijke ordening

Historische geografie is nog niet duidelijk geïmplementeerd in het landelijk en gemeentelijk cultuurhistorisch beleid. Alhoewel sommige gemeenten 'cultuurhistorische waarden kaarten' (d.w.z. kaarten m.b.t. historische bouwkunde en historische geografie) hebben laten opstellen, zijn deze nog zeer schaars. Ook het beleid ten aanzien van historisch-geografische elementen is niet duidelijk omschreven. Er zijn slechts algemene richtlijnen. Wat dat betreft is een document uit 2013 van de Rijksdienst voor het Cultureel Erfgoed het beste voorbeeld (RCE, 2013), alhoewel historische geografie slechts zeer beperkt aan de orde komt.

Historische geografie wordt omschreven als "landschappelijke elementen, gebieden en ruimtelijke patronen, waarin de historische wisselwerking tussen mens en maatschappij enerzijds en de fysieke omgeving anderzijds tot uitdrukking komt" (RCE, 2013: 8). Verder wordt ten aanzien van natuurlijk erfgoed geschreven dat vanwege de grootschalige vernietiging en erosie van de natuurlijke bodem in grote delen het raadzaam is om ook niet door de mens beïnvloede of veroorzaakte aard- en bodemkundige verschijnselen in het onderzoek te betrekken daar waar aanwezig en van bijzondere waarde. Hiertoe kan het lonend zijn het grensvlak tussen ecologie en cultuurhistorie op te zoeken en te bekijken in hoeverre de historische omgeving bijdraagt aan de natuurwaarden van een gebied. De bestendiging van historische vormen van landgebruik is vaak noodzakelijk om de biodiversiteit op peil te houden.

Met betrekking tot het verminderen van de nutriëntenrijkdom van landbouwgronden kan een inzicht in de historische geografie bijdragen aan een historisch gesitueerd en ecologisch verantwoord landgebruik. Bedoeld wordt dat verlaging van de nutriëntenrijkdom het beste plaatsvindt in gebieden die in het verleden ook schraal waren, in plaats van bijvoorbeeld rijke natte graslanden (zoals beemden) nutriëntenarm te maken. Echte natuur is immers niet iets wat zomaar door mensen gemaakt kan worden, maar een complex en letterlijk diep in de tijd geworteld samenspel van landschap, dieren, planten en mensen. Een landschap waarin het verleden is weggevaagd is in zekere zin een dood landschap, alhoewel het in de loop van de tijd weer zowel oorzaak als gevolg van de geschiedenis zal worden.

4.8 Wat zijn de negatieve effecten?

Wat betreft de negatieve effecten voor archeologie en cultuurhistorie van bodemingrepen ten behoeve van het verlagen van de nutriëntenrijkdom (Figuur 4-4) en andere vormen van natuurontwikkeling is er een belangrijk onderscheid tussen (1) gebieden met een bouwvoor en (2) gebieden zonder bouwvoor. De eerst genoemde zones zijn natuurlijk de landbouwgebieden die vaak al eeuwen onder de ploeg zijn en daardoor een bouwvoor (of zelfs esdek) hebben. De andere gebieden betreffen natuurgebieden zoals heiden en bossen waar geen landbouw is, en de natuurlijke bodem derhalve in principe ongestoord aan het oppervlak ligt. Omdat de handreiking gaat over de omvorming van voormalige, veelal intensief gebruikte landbouwpercelen naar natuur wordt verder alleen ingegaan op de situatie waarin een bouwvoor aanwezig is.

In gebieden met bouwvoor is de bovenste 30-40 cm van de bodem (of zelfs de bovenste ca. 50-100 cm in geval van esdekken) reeds verstoord, waardoor er in principe geen archeologische resten in het geding zijn. In natuurgebieden, echter, kunnen dergelijke resten zich vrijwel direct onder het maaiveld bevinden. Met andere woorden de kans op verstoring hangt af van de diepte van de ingreep en het soort gebied. In de regel geldt dat in landbouwgebieden ingrepen tot 40 cm geen negatieve invloed hebben.



Figuur 4-4: Grootschalige ontgronding bij Montfort waar de bouwvoor is afgraven. Dit soort werkzaamheden kan zeer negatieve gevolgen hebben voor archeologische resten.

Echter, in het geval van plagen en afgraven kan het voorkomen dat archeologische sporen (zoals hardjes, kuilen en paalkuilen) direct onder de bouwvoor aan het oppervlak komen te liggen. Deze sporen zijn dan weliswaar niet beschadigd door de werkzaamheden, maar staan wel bloot aan erosie, wat uiteindelijk kan leiden tot de vernietiging ervan. Bovendien kan nieuwe bodemvorming de sporen onzichtbaar maken.

Grondwaterverlaging kan als resultaat hebben dat organische archeologische resten aan zuurstof worden blootgesteld, waardoor deze zullen vergaan. Die resten kunnen zowel ecologisch als cultureel van aard zijn, zoals pollen, zaden, hout, bot, en voorwerpen gemaakt van bot en hout, zoals dissels, funderingspalen, fuiken, etc. Bij natuurontwikkeling vindt doorgaans een verhoging van de grondwaterspiegel plaats. Dit betekent dat de conserveringsomstandigheden voor organische archeologische resten verbetert.

Samenvattend: bodemingrepen dieper dan 30-40 cm in landbouwgebieden en ingrepen vanaf het maaiveld in natuurgebieden kunnen negatieve effecten hebben voor het bodemarchief.

Bovengrondse historisch-geografische resten zoals houtwallen, oude wegen en sloten kunnen natuurlijk ook worden bedreigd door bodemingrepen, maar deze zijn makkelijk te herkennen in het landschap en kunnen bovendien gereconstrueerd worden. In geval vernatting voor natuurontwikkeling gewenst is, kan dempen van sloten noodzakelijk zijn. Bij het dempen van ruilverkavelingssloten gaan nauwelijks historische geografische waarden verloren. Oude slotenpatronen (beemden, vloeiveiden) worden doorgaans hoog gewaardeerd. .

In geval van het stoppen van drainage door buisdrainage kan nog overwogen worden om de buizen niet te verwijderen met uitgraven of kapot te woelen, maar in plaats daarvan dicht te spuiten. De laatste optie geeft namelijk geen bodemstoring.

4.9 De betekenis van cultuurhistorie voor natuurontwikkelingsprojecten

Hoe kan cultuurhistorie een bijdrage kan leveren aan natuurontwikkelingsprojecten? Er zijn een aantal die pleiten voor het inpassen van archeologische en historisch geografische waarden.

Ecologie

Een belangrijk deel van de flora en fauna, waaronder een deel van de rode-lijst soorten is gekoppeld aan specifieke, vooral oude, cultuurlandschappen. Zoals reeds uiteengezet, kunnen dergelijke landschappen ook een grote biodiversiteit hebben. Het is daarom belangrijk om cultuurhistorische patronen te betrekken in de landschap ecologische systeemanalyse (zie MODULE 2).

Wetenschap

Het gegeven dat zich in en op de bodem archeologische en historisch-geografische retsen bevinden betekent dat het landschap een belangrijke kennisbron is over de ontginning, inrichting en het gebruik ervan. Deze kennis kan nuttig worden aangewend om een landschap te begrijpen en (al of niet) in te richten.

Identiteit

Afgezien van de wetenschappelijke betekenis, speelt het landschap, onze omgeving, een cruciale rol in onze beleving en identiteit. Het is daarom dat grote projecten zoals de Betuwelijn, de Hoge Snelheidslijn, de gasopslag bij Langelo, etc., vaak op grote weerstand stuit bij de lokale bevolking. De mens is niet alleen de bewoner en gebruiker van een landschap; hij wordt er ook door gevormd. Voor een belangrijk deel maken het landschap en de geschiedenis die het bevat maken ons tot wat we zijn. Door in natuurontwikkelingsprojecten verantwoord met cultuurhistorie om te gaan bewijzen we zowel natuur als cultuur een grote rol.

Cultuurhistorie en toerisme

Er is een toenemende belangstelling voor cultuurhistorie, authenticiteit, rust, ruimte en natuur. Toeristische-recreatieve activiteiten verhogen het welzijn van de mens. In dit opzicht is de toeristisch-recreatieve sector van groot belang, ook voor de werkgelegenheid en genereert veel inkomsten. Om op een aansluiting te houden met de markt, of deze uit te breiden, is een actief cultuurhistorisch beleid belangrijk. Een uitgangspunt zou kunnen zijn de cultuurhistorische contrasten tussen de regio's aan te scherpen. Dat versterkt het specifieke imago van een bepaalde streek.

Educatie

Beter dan een stapel boeken of foto's kan een wandeling door een oud cultuurlandschap inzicht geven hoe mensen in het verleden en heden de ruimte hebben benut en hebben vormgegeven. Bovendien kunnen bijvoorbeeld in een beekdal water- en natuurdoelen worden toegelicht aan de hand van de uitgevoerde werken. Dit zorgt voor maatschappelijk draagvlak en biedt mogelijkheden voor zogenaamd omgevingsonderwijs.

Ontwikkeling

Het pleidooi voor onderzoek en behoud van cultuurhistorische resten betekent niet dat het landschap "op slot" moet; het landschap kan natuurlijk niet "bevroren" worden. Dat wil zeggen dat ook huidige en toekomstige generaties hun stempel op het landschap mogen drukken. Dit betekent dat de aanwezige cultuurhistorische relictten niet altijd geconserveerd moeten worden. Er moet daarom altijd een afweging gemaakt worden tussen wat behouden kan blijven en wellicht ingepast kan worden in een ontwerp en wat niet behouden kan worden. Wat dit betreft spelen archeologische verwachtings- en beleidskaarten en cultuurhistorische kaarten een cruciale rol: die geven immers aan waar wat aanwezig is en/of verwacht wordt. Indien gekozen wordt voor een cultuurhistorische reconstructie waarbinnen het gewenste natuurdoeltype kan worden behaald, is het referentiebeeld dikwijls een landschap uit de negentiende eeuw. Het referentiebeeld wordt inde deze gevallen onderbouwd met historische kaarten uit die perioden. Deze kaarten geven een bevroren ruimtelijke structuur weer van het moment van opname. Aan oudere alternatieven die de geschiedenis biedt, wordt vaak niet gedacht, terwijl die wel interessant kunnen zijn. In vroege fase van planvorming is daarom kennis van het aanwezige cultuurhistorisch potentieel noodzakelijk.

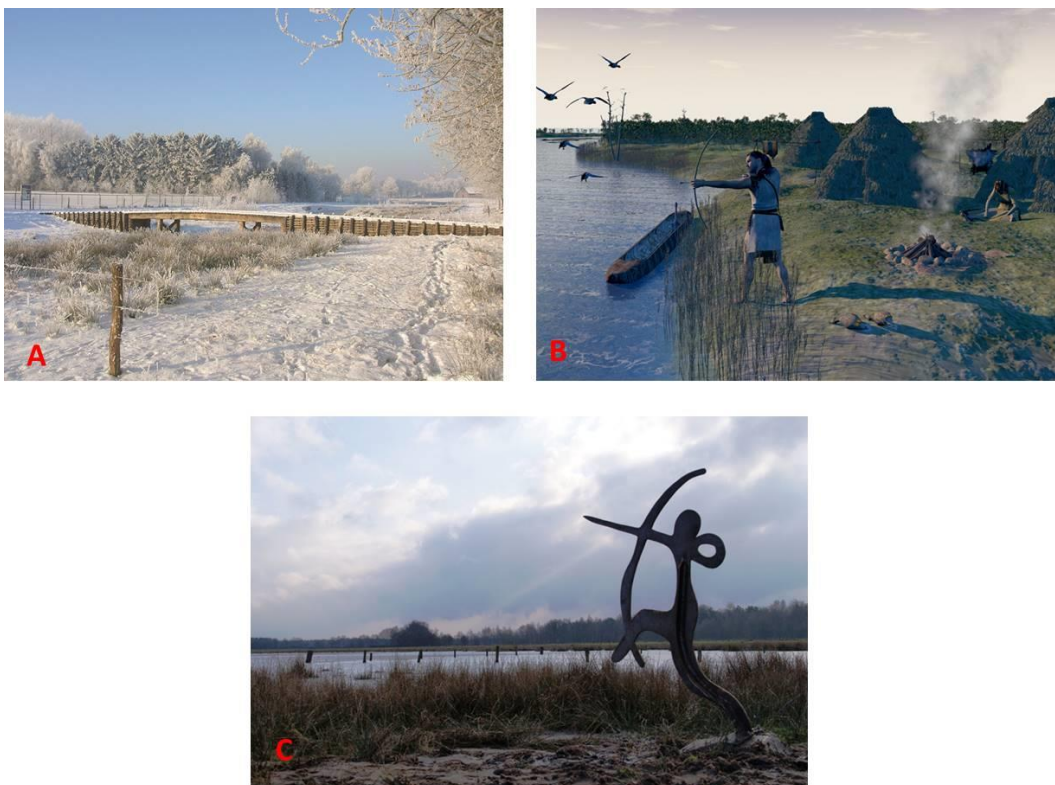
Kansen

Archeologie en cultuurhistorie wordt vaak gezien als hinder bij gebiedsontwikkeling. Het is in veel gevallen echter mogelijk om door middel van kleine plaanpassingen cultuurhistorische

resten te behouden, waardoor bijvoorbeeld een kostbare opgraving wordt voorkomen. Belangrijk is dat na de inrichtingsmaatregelen ook passende beheermaatregelen worden getroffen om duurzaam behoud van de resten te waarborgen. Dit betekent dat in overleg met terreineigenaren en beheerders protocollen worden opgesteld die aansluiten op de dagelijkse beheerpraktijk. Aandachtpunten zijn o.a.: voorkomen van spoorvorming door zware machines, diep wegfrezen van boomstronken.

Ook bieden inrichtingswerkzaamheden ten behoeve van natuurontwikkeling kansen voor herstel van aangetaste cultuurhistorische waarden. Hierbij kan gedacht worden aan het herstellen van historische verkavelingspatronen, houtwallen en zichtlijnen. Op basis van historische bronnen kunnen verdwenen historische elementen en structuren worden teruggebracht, waarbij feitelijk sprake is van reconstructie.

Tot slot, inrichtingswerkzaamheden bieden kansen voor het zichtbaar en beleefbaar maken van archeologische en andere cultuurhistorische resten voor het publiek. Hierbij kan gedacht worden aan reconstructies, de aanleg van recreatieve routes, informatievoorzieningen ter plaatse of via internet en zelfs kunstwerken die zijn geïnspireerd op historische resten. Figuur 4-6 laat enkele voorbeelden zien.



Figuur 4-5: Voorbeelden van RAAP van het beleefbaar maken van archeologische resten. A: Reconstructie van de Romeinse brug bij Stramproij. B: Virtuele reconstructie van een prehistorisch bij het Beleven bij Reusel. C: Beeldhouwwerk van een jager-verzamelaar bij het Beleven.

4.10 Hoe schadelijke effecten tegen te gaan?: aanbevelingen

Het mag duidelijk zijn dat archeologische en historisch-geografische resten in het geding zijn bij bodemingrepen in het kader van het ontwikkelen van schrale natuurdoelen en andere vormen van natuurontwikkeling. Vanuit een cultuurhistorisch perspectief is in veel gevallen voorkomen beter dan genezen. Dat wil zeggen dat (eventueel) belangrijke resten gespaard blijven. Dit is in veel gevallen echter niet mogelijk, zodat er maatregelen genomen moeten worden om op een verantwoorde wijze met de resten om te gaan.

De volgende stappen worden aanbevolen:

1. Zorg dat archeologie en historische geografie vroeg in de planvorming worden meegenomen. Als onderzoek of behoud aan de orde is, neemt dit immers tijd in beslag. Soms kan onderzoek gelijktijdig met de werkzaamheden worden uitgevoerd (bijv. in geval van een archeologische begeleiding), maar vaak is dat niet mogelijk, en zal het onderzoek voorafgaand aan de werkzaamheden moeten zijn afgerond. Niet alleen afgerond, maar ook goedgekeurd door het bevoegd gezag (de gemeenten).
2. Laat een bureauonderzoek en eventueel verkennend booronderzoek uitvoeren om de cultuurhistorische waarde van het plangebied en de gemeentelijke eisen ten aanzien van omgang ermee vast te stellen. Archeologische verwachtings- en beleidskaarten en eventuele cultuurhistorische waardenkaarten spelen een hoofdrol in het bureauonderzoek. Een verkennend booronderzoek heeft tot doel de gaafheid van de bodem in kaart te brengen. Dat is belangrijk, omdat men in verstoorde bodems geen archeologische resten meer hoeft te verwachten. Als blijkt dat een gebied weliswaar een hoge verwachting heeft, maar dat de bodem zwaar is verstoord, is verder onderzoek niet aan de orde. Uit het onderzoek dient dus naar voren te komen of verder onderzoek noodzakelijk is, en welke vorm dit dan zou moeten hebben (zie tekstkader).
3. Denk na over mogelijkheden van behoud van de (te verwachten) resten, bijvoorbeeld door plaanpassing (dat kan nog als men vroeg in de planvorming zit). In het geval afgraven ten behoeve van schrale natuurdoelen niet mogelijk is wegens de aanwezigheid van archeologische resten kan vershraling (maaïen en afvoeren) of het uitmijnen met gewassen wellicht uitkomst bieden. Bodemingrepen kunnen dan immers worden vermeden. Uitgangspunt van het behouden van archeologische waarden is ervoor te zorgen dat ingrepen die tot aantasting daarvan leiden, zoveel mogelijk vermeden worden. Dat is behoud in situ. Bij behoud ex situ worden de resten gedocumenteerd door middel van een opgraving.
4. Bescherm (eventuele) archeologische resten tegen erosie door deze af te dekken met grond (Figuur 4-6).
5. Voorkom, in het geval van archeologische vindplaatsen, grondwaterverlaging.
6. Benut de cultuurhistorische waarde van een plangebied, zodat natuur en cultuur elkaar niet dwarszitten, maar juist versterken. Paragrafen 9 en 10 hebben aanzetten daartoe gegeven.

Tekstkader: Archeologische begeleiding

Een archeologische begeleiding houdt in dat er tijdens de graafwerkzaamheden er een archeoloog aanwezig is om waarnemingen te doen. Alhoewel het in veel gevallen beter is om het archeologisch onderzoek voorafgaand aan bodemingrepen uit te voeren, is een begeleiding soms een veel beter middel. Dit geldt met name voor werk in beekdalen en andere natte gebiedsdelen. De archeologische resten die zich hier bevinden, zoals resten van bruggen, fuiken, en afvaldumps zijn vaak zeer lokaal en daardoor moeilijk op te sporen middels bijvoorbeeld proefsleuven. Beter is het in die gevallen daarom om 'werk met werk te maken'. Zo kan ter plekke worden besloten of de resten kunnen worden behouden door de plannen aan te passen. Dit kan een aanzienlijke kostenbesparing zijn. Bovendien kunnen kosten worden bespaard omdat bijvoorbeeld bronbemaling en damwanden niet nodig zijn.



Figuur 4-6: Behoud in situ: weer afgedekte archeologische vindplaats (van vuurstenen werktuigen uit het Mesolithicum bij *).

4.11 Conclusie

Sinds de omschakeling van jager en verzamelaar naar landbouwer heeft de mens op een actieve manier in zijn leefomgeving ingegrepen. Met name de aanwezige vegetatie en fauna golden daarbij als randvoorwaarden. In de loop van enkele duizenden jaren heeft dit proces zich vertaald in onder meer het grondgebruik, percelering en bebouwing alsmede het huidige patroon in de verspreiding van vegetatie en dieren. Dit betekent dat zowel voor cultuurhistorie als voor natuurontwikkeling het landschap als uitgangspunt kan dienen. In het eerste geval staan de historische transformaties van dat landschap onder invloed van de mens centraal; in het tweede geval wordt gekeken naar de toekomst en probeert men optimale condities te creëren voor specifieke bepaald natuurdoeltype, waaronder die van voedselarme bodems.

Enerzijds archeologische en andere cultuurhistorische waarden en anderzijds natuurontwikkeling hoeven daarom niet strijdig te zijn. Inzicht in de historische gelaagdheid van een landschap kan in feite een duidelijke meerwaarde betekenen voor projecten. Het is daarom van belang om bij het opstellen van de plannen ten behoeve van natuurontwikkeling reeds in een vroege fase van planvorming terdege rekening te houden met cultuurhistorische resten. Dat zijn immers identiteitsdragers van het landschap, die gerespecteerd, behouden en benut dienen te worden om de wisselwerking tussen natuur en cultuur zowel een verleden als toekomst te geven.

5 Synthese

In deze synthese wordt antwoord gegeven op de twee hoofdvragen van dit onderzoek en worden de resultaten van de review (hoofdstuk 2) en het veldonderzoek aan 40 projecten met omvorming van landbouw naar natuur (hoofdstuk 3) met elkaar in verband gebracht.

De hoofdvragen zijn:

1. Wat is onder welke omstandigheden de beste strategie om natuurdoelen te realiseren op overmatig bemeste voormalige landbouwgronden?
2. Wat zijn de belangrijkste kennisleemten op dit gebied?

Paragraaf 5.1 behandelt de eerste vraag en paragraaf 5.2 de tweede. Voor beheerders en inrichters die te maken hebben omvorming van landbouwgronden is op basis van dit rapport een handreiking (Aggenbach et al. 2016) uitgewerkt die verder ingaat hoe strategieën kunnen worden afgewogen hoe daarbij rekening kan worden gehouden met de relaties van het inrichtingsgebied met de omgeving, waterhuishouding & reliëf, cultuurhistorie en archeologie.

5.1 Keuze herstelstrategie

Schifting wat wel en niet goed werkt voor ontwikkeling van schrale natuurdoelen

Tabel 2.10 geeft een overzicht van de effecten van strategieën en geconstateerde kennislacunes. Op basis van de review en het veldonderzoek aan 40 projecten lijkt plagen, afgraven bouwvoor of ontgronden al dan niet in combinatie met het inbreng van plagsel het meeste perspectief te bieden voor herstel van een lage nutriëntenbeschikbaarheid en vegetatie en bodembiotagemeenschap van schrale doelen wanneer deze maatregelen zorgen voor sterke afname van de voorraad en beschikbaarheid van N en P. De redenen voor een hiervoor zijn:

- Het verlaagd de voorraden en beschikbaarheid van N en ook van P indien voldoende diep in het fosfaatprofiel bodem wordt verwijderd. Dit is vooral het geval bij afgraven en ontgronden. Bij plagen is het mogelijk dat de plagdiepte minder groot is dan de bouwvoor en er nog veel N en P achterblijft. Bij afgraven van de bouwvoor is dat niet meer het geval en hangt het effect op het fosfaatprofiel af van de diepte van het fosfaatprofiel ten opzicht van de bouwvoor. Afgraven van de bouwvoor verlaagt alleen effectief het fosfaatvoorraad en -gehalte als fosfaataccumulatie alleen in de bouwvoor is opgetreden. bij een dieper fosfaatprofiel is ontgronden nodig.
- De maatregelen zorgen voor het ontstaan van een pioniersituatie waarin doelplantensoorten zich kunnen vestigen.
- Het verwijderen van de toplaag verwijdert de bodembiotagemeenschap die sterk door het agrarische gebruik is verarmd en dit kan ruimte scheppen voor de ontwikkeling van een nieuwe bodembiotagemeenschap die in soortensamenstelling meer gaat lijken op die van doelen.

Een nadeel van plagen, afgraven bouwvoor en ontgronden is wel dat door verwijdering van een groot deel van de organische stofvoorraad het bodemleven moeizaam op gang kan komen door een gebrek aan geschikt organische stof. Door een geringe vegetatie in de pionierfase na de ingreep functioneren tevens de twee belangrijke energie- en stofroutes (wortelroute en strooiselroute) voor de bodembiota zeer gebrekkig (paragraaf 2.6.2). De wortelroute is namelijk afhankelijk van opbouw van het wortelstelsel en de strooiselroute van aanvoer van strooisel. Daarnaast is het dispersievermogen van veel bodembiotagroepen beperkt en kan kolonisatie lang duren. Om deze redenen verloopt ontwikkeling en successie van bodembiota na landbouwgebruik langzaam. Het kan daardoor ook lang duren voordat processen in de bodem herstellen. Het negatieve effect van verwijdering van de bodemtoplaag op de zaadbank is beperkt, omdat een aanzienlijk deel van de kenmerkende plantensoorten van schrale doelen

kortlevende zaden hebben en al snel in de zaadbank ontbreken, terwijl in de zaadbank van landbouwbodems plantensoorten overheersen die geen doelsoort zijn. Een ander nadeel van verwijderen van bodemmateriaal is aantasting van archeologische cultuurhistorische waarden. Risico voor archeologische waarden speelt vooral bij afgraven onder de bouwvoor (ontgronden) omdat dan ook een ongestoorde bodemlaag wordt verwijderd. Bij plaggen en afgraven van de bouwvoor is minder bezwaarlijk voor het archeologische bodemarchief omdat deze laag al door bodembewerking omgewoeld is.

Uitmijnen en verschrallen zijn vooral inzetbaar als middel om de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid te verlagen, terwijl beweiding dat weinig aan beidraagt. Verschrallen en beweiding biedt weinig perspectief voor realisatie van schrale natuurdoelen en levert vooral soortenarme graslanden op met vaak nog een te grote fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid. Voor uitmijnen moet nog blijken in hoeverre schrale natuurdoelen zich kunnen ontwikkelen door middel van langer lopende experimenten. De tijdsduur voordat met uitmijnen en verschrallen fosfaatvoorraden en een fosfaatbeschikbaarheid wordt bereikt is sterk variabel en hangt af van de omvang van de fosfaatvoorraad bij aanvang. Berekeningen laten zien dat uitmijnen sneller kan verlopen dan verschrallen (resp. enkele tot 170 j en 10-tallen tot 100'en jaren). Voor fosfaatverwijdering werkt het uitmijnen van de bodemtoplaag met een mengsel van gras en witte klaver met kalibemesting goed en heeft als voordeel dat door de hoge N-fixatie door Witte klaver geen N-bemesting nodig is. Uitmijnen en verschrallen lenen zich daarom vooral als het doel in eerste instantie is om de fosfaatbeschikbaarheid te verlagen en kan ook om uitspoeling van fosfaat naar andere terreindelen tegen te gaan. Ze kunnen ook worden ingezet als tijdelijke maatregelen in afwachting van het moment dat verdere inrichting in het terrein kan plaatsvinden. Uitmijnen met gras of gras-klaver mengsels en verschrallen door maaien en afvoeren verwijderen vooral fosfaat uit de toplaag. Voor verlaging van het fosfaatgehalte in de diepere bodemlaag van diepe fosfaatprofielen zijn deze methoden niet geschikt. Het uitmijnen met dieper wortelende gewassen nog uitgetest worden.

De strategieën bodemprofiel omkeren en diepploegen, toevoegen makkelijk opneembare koolwaterstoffen en het toevoegen ijzer zijn te weinig onderzocht op om een vergaand oordeel over de effectiviteit te vellen. Het bodemprofiel omkeren en het toevoegen van ijzer biedt perspectief voor het verlagen van de fosfaatbeschikbaarheid zonder dat bodem hoeft te worden verwijderd. Deze twee technieken zouden daarom verder moeten worden uitgetest. Het nadeel van het bodemprofiel omkeren is dat het archeologisch bodemarchief kan aantasten. Het inbrengen van koolwaterstoffen biedt een gering perspectief omdat het niet het probleem oplost van een te grote fosfaatbeschikbaarheid en er grote onzekerheid is over de effecten op de N-beschikbaarheid (vooral na het stoppen van de additie) en op de vegetatie.

Voor ijzertoediening is ijzerslib van grondwaterwinningen een goede optie omdat ijzerslib als restproduct relatief veel voorhanden is. Omdat door oxidatie van gereduceerd ijzer in het ijzerslib verzuring optreedt is, het toevoegen van zuurbuftercapaciteit een aandachtspunt. Ijzerslib van grondwaterwinningen varieert in het kalkgehalte dus met de keuze van het type slib of het mengen van verschillende soortenslib is het mogelijk om ijzeradditie af te stemmen op de gewenste zuur en basentoestand van de bodem. Een aandachtspunt is ook het fosfaatgehalte in ijzerslib. Dit verschilt ook tussen grondwaterwinningen. Voorkomen moet worden dat veel fosfaat door de behandeling wordt aangevoerd. Een eerste, kortlopend veldexperiment op droge zandgrond waarbij het ijzer in de bodemtoplaag is gebracht met frezen, geeft aanwijzingen voor een verlaging van de fosfaatbeschikbaarheid, maar dat levert nog maar gedeeltelijk een verlaging naar het streefbereik van schrale natuurdoelen. Een dosering die goed op de fosfaattoestand van bodem is afgestemd dosering, is daarvoor belangrijk. Dorland et al. (2016) adviseren om ijzertoediening te combineren met ondiep plaggen (5 cm) omdat dan een open vegetatiestructuur ontstaat voor vestiging van doelsoorten. De vraag is wanneer toch al ondiep geplagd wordt, ijzertoediening niet beter kan worden gecombineerd met dieper plaggen, of met de hele bouwvoor afgraven. Daarmee wordt een groot deel van de organisch-stof voorraad en het wortelprofiel verwijderd. De maatregel is dan wellicht inzetbaar op bodems met een fosfaatprofiel tot onder de bouwvoor zonder dat diep ontgrond hoeft te worden. Andere opties zouden kunnen zijn om ijzertoediening toe te passen op bodems die eerst een tijd uitgemijnd of verschraald. Ijzertoediening zou dan als een aanvullende maatregel worden toegepast. Verder zou gekeken kunnen worden bij welke fosfaatvoorraden, fosfaatprofielen en fosfaatverzadigingen ijzertoediening het meest effectief is. Door gebrek aan langer lopende experimenten is er nog geen zicht op of schrale doelen met ijzertoediening kunnen worden gerealiseerd.

Het inbreng van bodemtoplaag (plagsel) van een donorsite met natuurdoel is een techniek die gunstige effecten heeft op de ontwikkeling van het bodemleven en doelvegetatie. Dit is aangetoond voor heiden (vooral droge heiden) en heischraalgraslanden. Door de maatregel wordt een breedspectrum van bodembiota ingebracht en tevens geschikte organische stof voor

dit bodemleven. Ook worden diaspora van doelplantensoorten ingebracht. Het versnellen van de ontwikkeling van het bodemleven in de richting van het doel geldt voor de samenstelling van microorganismen, abundantie van bodembiotagroepen, microbiële biomassa en de ratio schimmel:bacterie. In droge doelen kan de maatregel goed werken, voor natte doel minder sterk of is dat onduidelijk. In geval heidedoelen worden nagestreefd is doorgaans gemakkelijk aan heideplagsel te komen. In geval van doelen die zeldzaam zijn (heischraalgraslanden, blauwgrasland, basenrijke kleine zeggenvegetatie) is een zorgvuldige afweging van de kans op slagen en de belasting van donorlocaties noodzakelijk. In dat geval dient de maatregel in de meest potentievolle projecten worden toegepast en zoveel mogelijk gecombineerd te worden met plagbeheer in donorlocaties. Het uitrijden van plagsel met een meststrooier in een laag van ca. 1-2 cm kan goed werken. Van belang is om het plagsel slecht kortdurend op depot te zetten, ter voorkoming van negatieve effecten van anaërobie op het bodemleven. Tot nu toe is vooral geëxperimenteerd met het inbrengen van plagsel van heischrale graslanden en heiden vlak na plagen of afgraven. Het kan ook interessant zijn om te experimenteren met het inbrengen van bodem later (bv 5 tot 20 jaar na afgraven of plagen) als de bodemsuccesie al enigszins opgang is gekomen. Bodembiota van latere successiestadia kunnen dan mogelijk beter aanslaan door beschikbaarheid van geschikt organisch materiaal. Vlak na plagen en afgraven is dat namelijk nauwelijks aanwezig. Het inbrengen van geschikte organische stof al dan niet in combinatie met inbreng van bodembiota is nog nauwelijks onderzocht. Deze toepassing zou daarom het beste in een experimentele setting kunnen plaatsvinden.

Afweging van hoofdstrategieën

In Figuur 5-1 is een stroomschema weergegeven voor het afwegen van hoofdstrategieën. Dit schema bevat hoofdstrategieën die in de praktijk veel worden gebruikt (plagen, afgraven, ontgronden, uitmijnen, verschralen, beweiden) en die praktisch gezien makkelijk kunnen worden uitgevoerd (toevoegen ijzer, nutriëntenrijke toplaag laten zitten in combinatie met beweiden of geen beheer). Alhoewel het toevoegen van ijzer nog geen beproefde maatregel is, is deze wel opgenomen omdat deze perspectief biedt om snel de fosfaatbeschikbaarheid te verlagen en geschikt ijzerslib beschikbaar is (o.a. ijzerslib van grondwaterwinningen). Daarnaast is er voldoende voormalige landbouwgrond in het natuurbeheer beschikbaar voor zulke experimenten. Andere hoofdstrategieën zijn niet opgenomen in het schema wegens het experimentele stadium waarin ze te verkeren.

Het afwegingstraject start met een voorlopige keuze van schrale natuurdoelen op basis van een landschapsecologische analyse waarin de inbedding van het projectgebied in de omgeving wordt geanalyseerd. Deze analyse levert een 'focus' op voor de potenties in het projectgebied. Vervolgens wordt geanalyseerd of plagen, afgraven, ontgronden een optie zijn om die natuurdoelen te realiseren. Deze hoofdstrategieën worden het eerst afgewogen omdat ze voor het ontwikkelen van schrale natuurdoelentypen het meest perspectiefvol zijn en op een kortere termijn tot positieve resultaten kunnen leiden. Dit vindt plaats op basis van een vooronderzoek aan de bouwvoordikte en nutriëntentoestand in de voormalige landbouwpercelen, toetsing van de nutriëntentoestand aan de streefwaarden van de voorlopige natuurdoelen (paragraaf 2.2.3 en Tabel 2-4). Dit geeft inzicht in de vereiste diepte van plagen of ontgronden. Op basis van de een landschapsecologische analyse wordt ook ingeschat of afgraven/ ontgronden een hoge slaagkans hebben voor schrale natuurdoelen.

Factoren die de slaagkans verhogen betreffen:

- fosfaatprofielen zijn niet extreem diep (< ca. 50 cm);
- ligging in een grote (toekomstige) natuureenheid;
- voor natte natuurdoelen: vergaand herstel van de waterhuishouding is mogelijk (ook in combinatie met benodigde afgraafdiepte) vooraf of gelijktijdig met het uitvoeren van plagen/ ontgronden; herstel van basenrijke kwel is ook een slaagfactor voor grondwaterafhankelijke, basenminnende natuurdoelen;
- herstel van meer complete gradiënten (hoog-laag, droog-nat, zuur-basisch) is mogelijk;
- natuurdoelvegetatietypen en doelsoorten komen in de nabijheid voor (vergroot kans op vestiging doelsoorten via dispersie);
- een geschikt overgangsbeheer met maaien+afvoeren en/of beweiding en op langere termijn regulier beheer kunnen worden gewaarborgd. Dit overgangsbeheer houdt de vegetatie kort en voorkomt houtopslag en te snelle ontwikkeling van een dichte vegetatie.

Als één of meerdere van deze factoren ongunstig zijn moet kritisch worden bekeken hoe de potenties van het projectgebied zich verhouden tot andere natuurontwikkelingsgebieden in de regio. Deze afweging is belangrijk om de beperkte middelen voor plagen, afgraven, ontgronden efficiënt in te zetten. Verder heeft het bij verwijdering van bodem de voorkeur om het afgegraven materiaal uit het terrein af te voeren. Als dat niet mogelijk is dient gekeken te worden waar het afgegraven materiaal met zo min mogelijk ongunstige gevolgen kan worden

gedeponeerd. Ongunstige effecten bestaan uit uitspoeling van fosfaat naar lagere delen met schrale natuurdoelen, aantasting van reliëf, landschap, cultuurhistorie en in kleine terreinen ook het onmogelijk maken van schrale droge habitats.

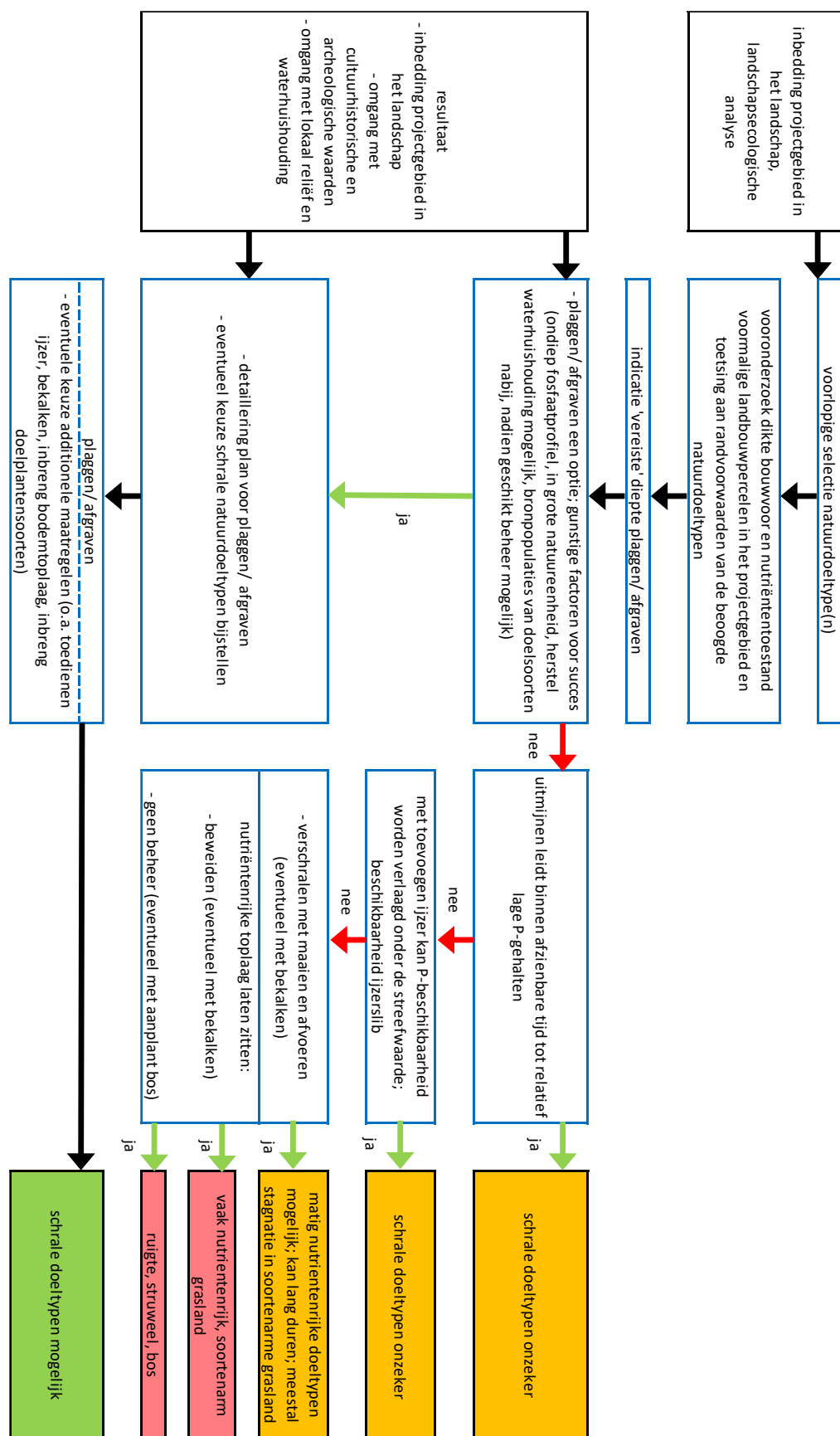
Indien plaggen of ontgronden perspectiefvol zijn, vindt een confrontatie plaats aan de inzichten uit een landschapsecologische analyse en een analyse van cultuurhistorische en archeologische waarden. Eerst wordt afgewogen of de locatie van plaggen/ afgraven en afgraafdiepte wel of niet mogelijk is op basis van hydrologische effecten op het omringende landschap en cultuurhistorische en archeologische waarden. Zo kan bijvoorbeeld maaiveldsverlaging door diep ontgronden een ongunstige uitwerking hebben op de waterhuishouding van natuurdoelen in de omgeving. Ook kan dit bijvoorbeeld conflicteren met archeologische restanten in de bodem. Als plaggen of afgraven wel mogelijk zijn wordt op basis van in zichten in landschapsecologie, archeologie en cultuurhistorie een meer verfijnd plan opgesteld dat rekening houdt met beperkingen die voortvloeien uit natuurdoelen in de omgeving van het projectgebied en het ruimtelijke voorkomen van cultuurhistorische en archeologische elementen. Een uitkomst kan ook zijn dat beter kan worden afgezien van afgraven of ontgronden. De verfijning van een plan voor afgraven en plaggen kan ook leiden tot een bijstelling van de schrale natuurdoelen, bv omdat het fosfaatgehalte minder sterk kan worden verlaagd.

Indien plaggen en afgraven geen optie zijn worden de andere hoofdstrategieën overwogen. Allereerst wordt voor uitmijnen getoetst of binnen afzienbare termijn de fosfaatvoorraad en - beschikbaarheid sterk kan worden verlaagd. Indien dat het geval is kan voor uitmijnen worden gekozen. Dit levert op den duur een vegetatie op met een lagere productiviteit, maar het onduidelijk of dit uiteindelijk leidt tot ontwikkeling van schrale natuurdoelen. Als uitmijnen niet in aanmerking komt, kunnen verschrallen met maaien en afvoeren worden overwogen. Dit leidt op den duur tot een vegetatie met een lagere productiviteit, maar de kans op ontwikkeling naar schrale natuurdoelen is gering om dat verschrallingsreeksen veelal stagneren in soortenarme graslandvegetaties. Uiteindelijk kan ook worden overwogen om de hoge nutriëntenrijkdom niet te verminderen en te kiezen voor natuurdoelen die bij deze toestand passen. In plaats van het handhaven van een korte vegetatie, zijn ontwikkeling van ruigte, struweel en bos dan ook een optie.

Uiteraard geldt dat in geval van een groter en meer complex projectgebied ruimtelijke differentiatie in herstelstrategieën mogelijk is. Het schema in Figuur 5-1 wordt dan voor meerdere deelgebieden doorlopen.

Figuur 5-1: Processchema voor afweging van hoofdstrategie voor ontwikkeling van schrale natuurdoelen.

Figure 5-1. Evaluation criteria for main strategy to develop low-productive nature targets



Keuze van additionele maatregelen

Voor het toepassen van additionele maatregelen worden hier alleen degene besproken waarvan voldoende onderbouwing aanwezig is (toedienen kalk, dolomiet, inbrengen bodemtoplaag) en die perspectief biedt om de fosfaatbeschikbaarheid sterk te verlagen (toedienen ijzerslib):

- Toevoegen kalk/ dolomiet (in combinatie met plaggen, afgraven bouwvoor, ontgronden, uitmijnen, verschralen beweiden): in combinatie met plaggen of afgraven bouwvoor, ontgronden, uitmijnen kan het gebruikt worden voor het verhogen basenrijkdom omdat een basenminnend doel wordt nagestreefd en door verwijdering van top laag ook het overgrote deel van de zuurbuftercapaciteit is verwijderd en geen aanvoer van buftercapaciteit plaatsvindt door kwel of oppervlaktewater. Deze maatregelen kan ook gebruikt worden voor: 1) het tegengaan van verzuring als gevolg van afvoer van basen met het maaisel (bij uitmijnen en verschralen 2) de productiviteit relatief hoog houden ten einde meer nutriënten te kunnen onttrekken (bij verschralen) 3) het voorkomen van Pitrus dominantie (bij verschralen, beweiding). De dosering wordt afgestemd op de basentoestand van de bodemtoplaag en de gewenste basenrijkdom/ zuurgraad.
- Toevoegen van ijzer (in combinatie met plaggen, afgraven bouwvoor, ontgronden, uitmijnen, verschralen): verhoogt de pool van amorfe ijzerhydroxiden en daarmee de capaciteit om anorganisch fosfaat te binden. Omdat momenteel praktijkervaringen met ijzertoeiening in Nederland nog gering is en is verder uittesten van deze methode vereist (zie boven).
- Inbreng bodemtoplaag van een donorsite met natuurdoel (in combinatie met plaggen of afgraven bouwvoor, ontgronden): Doel van deze aanvullende maatregel is het versnellen van de ontwikkeling van het bodemleven in de richting van het doel. Ook draagt het bij tot sneller vestiging van doelsoorten. In droge doelen kan de maatregel goed werken, voor natte doel minder sterk of is dat onduidelijk (zie verder boven). In geval heidedoelen is doorgaans gemakkelijk aan heideplagsel te komen. In geval van doelen die zeldzaam zijn is een zorgvuldige afweging van de kans op slagen en de belasting van donorsites noodzakelijk. In dat geval dient de maatregel in de meest potentievolle projecten worden toegepast. Het uitrijden van plagsel met een meststrooisel in een laag van ca. 1-2 cm kan goed werken. Van belang is om het plagsel slecht kortdurend op depot te zetten, ter voorkoming van negatieve effecten van anaërobie op het bodemleven. Tot nu toe is vooral geëxperimenteerd met het inbrengen van plagsel van heischrale graslanden en heiden vlak na plaggen/ afgraven. Het kan ook interessant zijn om te experimenteren met het inbrengen van bodem later (bv 5 tot 20 jaar na afgraven of plaggen) als de bodemsuccesie al enigszins opgang is gekomen. Het ingebrachte bodemleven kan dan mogelijk beter aanslaan door beschikbaarheid van geschikt organisch materiaal. Vlak na plaggen en afgraven is dat namelijk nauwelijks aanwezig. Het later inbrengen van bodemmateriaal is nog nauwelijks onderzocht. Deze toepassing zou daarom het beste in een experimentele setting kunnen plaatsvinden.
- Inbreng doelplantensoorten met maaisel (in combinatie met plaggen, afgraven bouwvoor, ontgronden): doel hiervan is de vestiging van doelplantensoorten te versnellen of sowieso mogelijk te maken en daarmee beperkingen in de zaadbank en dispersie te omzeilen. De meest gebruikelijke methode is het uitstrooien van hooi van een donorsite met het doel. Het inbrengen kan het beste gebeuren vlak na het plaggen of afgraven of in de periode erna waarin de vegetatie nog open is.

In Tabel 5-1 staan overwegingen en aandachtspunten voor de keuze van strategieën bij elkaar. In een handreiking voor inrichters en beheerders (Aggenbach et al., 2016) wordt uitgebreider in gegaan hoe maatregelen in een projectgebied kunnen worden uitgewerkt. Daarbij wordt ook veel aandacht besteed aan inbedding van een projectgebied in de omgeving, omgang met waterhuishouding en reliëf en afstemming met archeologie en cultuurhistorie.

Tabel 5-1: Overwegingen voor het kiezen van de effectiviteit van strategieën voor het realiseren van schrale natuurdoelen. Zie voor codes en kleuren de legenda in el 2-10. De kleuren geven aan in hoeverre een strategie effectief c.q. zeker is voor het realiseren van schrale natuurdoelen.

Table 5-1. Effectiveness of strategies to realise low-productive nature targets. The most effective strategies are colored green, the least effective ones red. Orange is intermediate. In case little is known about its effectiveness the strategy is coloured grey.

Nr	Type	Maatregel	additionele maatregel in combinatie met	tactisch doel/ overweging	ontwikkelduur schrale omstandigheden/ vegetatie	regret/ no regret	voorwaarde/ waarschuwing
1a	H	plaggen/ afgraven bouwvoor		• op korte termijn ontwikkeling schrale natuurdoeltypen	< 10 jr (snel na maatregel), mits p-rijke laag wordt verwijderd	regret, goede planning vereist afgestemd op ruimere omgeving, rekening houden met cultuurhistorie en archeologie	• onderzoek aan bouwvoor en fostaatprofielen vereist • dikte bouwvoor en fostaatrijke bodemiaag < 15 cm • afgestemd op herstel waterhuishouding en reliëf projectgebied+omgeving • afweging met cultuurhistorische en archeologische waarden
1b	H	ontgronden (meer dan alleen de bouwvoor)					• onderzoek aan bouwvoor en fostaatprofielen vereist • bouwvoor wordt verwijderd • dikte fostaatrijke bodemiaag dunner dan maximaal mogelijke afgraaft diepte (beperking vanuit waterhuishouding, reliëf, cultuurhistorie, archeologie)
1c	H	diep ontgronden naar oude maaienveld					
2	H	uitmijnen van P met productieve gewassen		• tussentijdse maatregel in afwachting van uitvoering inrichting • alternatieve maatregel omdat maatregel 1 niet mogelijk of zinvol is • op langere termijn ontwikkeling matig nutriëntenrijke natuurdoeltypen • maatregel voor bufferzone • tegengaan uitspoeling fosfaat naar lagere delen met schrale natuurdoeltypen	lage fostaatbeschikbaarheid: enkele tot ca. 170j (sneller dan maatregel 3); onduidelijk of schrale doeltypen ontwikkelen	no regret	• analyse nutriënten in bodem en gewas • aantal sne des afstemmen op productiviteit • bekijken kan nodig zijn • geen nadelige effecten van uitspoeling van nutriënten (K, N) naar lagere herstelde delen
3	H	vershralen door maaien + afvoeren			lage fostaatbeschikbaarheid: 10-tallen tot 100 en, vaak geen ontwikkeling schrale doeltypen ontwikkelen door stagnatie in soortenarme stadia	no regret	verzurend effect
4	H	beweiden		• tussentijdse maatregel in afwachting van uitvoering inrichting • alternatieve maatregel omdat maatregel 1 niet mogelijk of zinvol is • maatregel voor bufferzone • alternatieve maatregel omdat andere maatregelen niet mogelijk zijn of gering perspectief hebben • ontwikkeling (rijk gestructureerde) ruigte, struweel, bos mede t.b.v. fauna • maatregel voor bufferzone • tegengaan uitspoeling fosfaat naar	wordt meestal niet bereikt, vaak stagnatie in soortenarme stadia	droge delen no regret, natte delen risico op vertrapping bodem	• terughoudend mee zijn op natte bodems • beter niet op moerige en veenbodems wegens sterke vertrapping
5	H	nutriëntenrijke top laag laten zitten + overschakelen op voedselrijke doelen			n.v.t.	no regret	

Nr	Type	Maatregel	additionele maatregel in combinatie met	tactisch doel/ overweging	ontwikkelduur schrale omstandigheden/ vegetatie	regret/ no regret	voorwaarde/ waarschuwing
6	H	omkeren profiel door diepploegeen		op ?korte termijn ontwikkeling schrale natuurdoeltypen	?	• regret, goede planning vereist afgestemd op ruimere omgeving, rekening houden met cultuurhistorie en archeologie, ongunstige effecten op waterhuishouding	• let op met beschadiging slecht-doorlatende lagen • afweging met cultuurhistorische en archeologische waarden • uitgangssituatie documenteren en effecten monitoren
7	H/A	verminderen P-beschikbaarheid door regulatie waterstandsregime	1, 3, 4	op ?korte termijn ontwikkeling schrale of matig nutriëntenrijke natuurdoeltypen	?		• in afstemming met waterhuishouding van projectgebied+omgeving • risico op verzuring door vermindering kwel • op passen met conservering van archeologische resten in de bodem die gevoelig zijn voor oxidatie • uitgangssituatie documenteren en effecten monitoren • let op fosfaatbelasting van benedenstroomse oppervlaktewateren
8	H/A	uitloggen van fosfaat door inundatie	3, 4	op termijn ontwikkeling schrale of matig nutriëntenrijke natuurdoeltypen	?, afhankelijk van fosfaat voorraad		• uitgangssituatie documenteren en effecten monitoren • meting fosfaat, ijzer en kalk in uitgangssituatie vereist in verband met samenstelling ijzerslib en dosering • CaCO₃ gehalte van het ijzerslib afstemmen op uitgangssituatie en eisen natuurdoeltype • op letten met gehalte van zware metalen in het ijzerslib • voorlopig allen toepassen onder droge condities • toe te dienen ijzerslib moet P-arm zijn • beschikbaarheid geschikt ijzerslib is beperkt, daarom toepassen in perspectiefvolle situaties • uitgangssituatie documenteren en effecten monitoren
9	H/A	toevoegen van ijzer- en andere metaalverbindingen om fosfaat vast te leggen	3, 4	• op korte termijn fosfaatarme omstandigheden creëren • alternatieve maatregel omdat maatregel 1 niet mogelijk of zinvol is • additionele maatregel na plaggen afgraven, indien fosfaatverwijdering nog onvolgende is	1 jr na maatregel lage P-beschikbaarheid te realiseren, ontwikkelduur vegetatie onbekend	droge delen no regret, natte delen uit kijken voor bevorderen fosfaat accumulatie door aanvoer met grond- en oppervlaktewater	• dosering vooraf op locatie uittesten • uitgangssituatie documenteren en effecten monitoren
10	H/A	immobilisatie door toevoegen koolwaterstoffen	3, 4	alleen t.b.v. experiment	?	no regret	
11	A	toevoegen kalk/ dolomiet	1, 3 (in geval van basenminnende natuurdoeltype); 2, 3, 4, 5 (dominante Pitrus voorkomen)	• in afwachting van andere maatregelen • dominantie van Pitrus ontwikkeling voorkomen • sterke verzuring en daling productiviteit bij verschralen tegengaan • herstel basenrijkdom na uitvoeren maatregel 1 ten iende zwak gebuifde en basenminnende doeltypen te ontwikkelen	hangt af van combinatie met hoofdstrategie	no regret, wel oppassen bij organisch stoffrijke bodems voor verhoogde afbraak en mineralisatie	• dosering afstemmen op uitgangssituatie basentoestand bodem en tactisch doel/ natuurdoeltype

Nr	Type	Maatregel	additionele maatregel in combinatie met	tactisch doel/ overweging	ontwikkelduur schrale omstandigheden/ vegetatie	regret/ no regret	voorwaarde/ waarschuwing
12	A	inbreng van bodemtoplaag	1	• ontwikkeling schrale natuurdoeltypen • ontwikkeling versnellen, complete vorm van het natuurdoeltype ontwikkelen • sneller herstel bodemprocessen, sneller successie bodem en vegetatie richting doeltype	kan in combi met 1 ontwikkeling doeltypen versnellen	voor acceptor site no regret, let op voor schade aan donorsite	• alleen in combinatie met maatregel 1 en bij verlaging fosfaatgehalte naar niveau van natuurdoeltype • zeer gericht inzetten, zeker in geval van klein areaal van donorsites • begeleiding door deskundigen • uitgangssituatie documenteren en effecten monitoren • uitgangssituatie documenteren en effecten monitoren- beproefd in droge systemen, in natte systemen alleen experimenteel
13	A	inbreng doelplantensoorten	1,(3) ,(4)	• ontwikkeling schrale natuurdoeltypen • ontwikkeling versnellen, complete vorm van het natuurdoeltype ontwikkelen • sneller herstel bodemprocessen, sneller successie bodem en vegetatie richting doeltype	kan in combi met 1 ontwikkeling doeltypen versnellen	no regret voor acceptor site, in geval van regulier maaisel geen belasting donorsite	• in geval inbreng van hooi van donorsite met schraal doeltype alleen in alleen in combinatie met maatregel 1 en bij verlaging fosfaatgehalte naar niveau van natuurdoeltype • alleen uitvoeren in geval van geen of een open vegetatie • zeer gericht inzetten, zeker in geval van klein areaal van donorsites

5.2 Kennisleemten

Onder worden geconstateerde kennislacunes opgesomd. Met een H wordt aangegeven dat oplossen van de kennislacune belangrijk is. Met een L wordt een lage prioriteit aangegeven.

Metten van fosfaat

- H: Vooronderzoek naar de ruimtelijke spreiding en diepte van fosfaatgehalten is kostbaar en de resolutie van zulke onderzoek is daardoor vaak te gering voor een adequate ruimtelijke planning van afgraafdiepte. Dit is vermoedelijk ook een belangrijke factor waarom projecten met afgraven en ontgronden niet altijd succesvol zijn in het realiseren van lage fosfaatgehalten in de nieuwe toplaag en schrale natuurdoelen. Oriëntatie op snelle en betaalbare meettechnieken die in het veld kunnen worden toegepast kan mogelijk hier een oplossing voor aanreiken. Een snelle meettechniek voor het veld maakt het ook mogelijk om tijdens graafwerkzaamheden de afgraafdiepte bij te stellen en de kwaliteit van projecten sterk vergroten.

Ranges voor nutriënten voor schrale natuurdoelen

- H: In referenties bij *Ericion*, *Calluno-Genistion pilosae*, *Nardo-Galion*, *Corynephorion*, *Tortulo-Koelerion*, *Polygalo-Koelerion* duiden metingen op een hoge ratio van $\text{NH}_4:\text{NO}_3$. Zo'n hoge ratio is negatief voor het voorkomen van kenmerkende soorten. Ze kan een gevolg zijn van het feit dat deze 'referenties' stammen uit Nederland en Vlaanderen en gemeten zijn in een periode met hoge N-depositie met een hoog aandeel van gereduceerde N. Nieuwe veldmetingen in goed ontwikkelde vormen van deze natuurdoelen in lage N-depositie gebieden van Nederland en in NW-Europa zouden een beter inzicht kunnen geven in de $\text{NH}_4:\text{NO}_3$ ratio en ook het gehalte van NH_4 in de bodemtoplaag. Dit vergt vergelijkend veldonderzoek op geschikte locaties.
- H: Voor een deel van de referenties van *Caricion nigrae*, *Ericion tetralicis*, *Calluno-Genistion pilosae* en *Junco-Molinion*, *Corynephorion canescentis*, *Plantagini-Festucion* zijn P-totaal en P-Olsen gehalten hoog ten opzichte van anderen. Een meer gedetailleerde analyse van fosfaatgehalten in samenhang met gegevens over soortenrijkdom en abundantie kan meer inzicht geven in de effecten van fosfaatvoorraad en fosfaatbeschikbaarheid op de kwaliteit van natuurdoelen. Dit vergt vergelijkend veldonderzoek op geschikte locaties.
- H: Van droge doelen in de duinen zijn referentiegegevens voor P-beschikbaarheid Van *Tortulo-Koelerion* en *Polygalo-Koelerion* ontbreken referenties van P-Olsen en van *Corynephorion* en *Plantagini-Festucion* ook P_w metingen. Dit vergt vergelijkend veldonderzoek op geschikte locaties.
- L: Een te lage P-voorraad en beschikbaarheid kan nadelig zijn voor schrale natuurdoelen. Voor droge heide is daar recent onderzoek aan uitgevoerd met bemesting in zeer fosfaatarme geplagde heiden (Vogels et al., 2016). Afgraven en ontgronden kan ook leiden tot zeer lage P-gehalten. Onduidelijk is in hoeverre ondergrenzen voor P-voorraad en -beschikbaarheid een rol spelen in de kwaliteit van het *Nardo-Galion*, *Corynephorion canescentis* & *Plantagini-Festucion*. Indien dat het geval is kunnen licht verhoogde P-gehalten in voormalige landbouw positief worden aangewend. Dit vergt vergelijkend veldonderzoek op geschikte locaties naar de invloed van fosfaatgehalten in het lage bereik op de kwaliteit van deze natuurdoelen.

Zaadbank

- L: Overleving van soorten uit de zaadbank in begraven oude bodems die weer gaan dagzomen door afgraven. Dit vergt bemonstering en labwerk.

Bodemleven/ enten met bodemleven door toevoer van bodemmateriaal van donorsites met het doel

- H: *Mycorrhiza*'s spelen een grote rol in het functioneren van terrestrische ecosystemen en het voorkomen van schrale doelsoorten. Er is weinig aandacht besteed aan de invloed van ECM en AMF op ecosysteemniveau. Er is ook weinig inzicht hoe de invloed verandert in landbouwbodems met bodemsuccesie die zijn afgegraven zonder en met enting met bodembiota. Dit vereist onderzoek in het veld (beschrijvend of experimenteel) en experimenteel onderzoek in mesocosms.
- H: Er is weinig onderzoek verricht naar de effecten van enten met bodembiota in andere natuurdoelen dan heischrale graslanden en heiden. Dit kan worden onderzocht in (bestaande) veldexperimenten in een bredere range van schrale natuurdoelen.
- H: Er is weinig zicht op de effecten van enten met bodembiota na plagen of afgraven bouwvoor of ontgronden op een langere termijn (> 5-10 j). Dit kan worden onderzocht in (bestaande) veldexperimenten.

- H: Er geen gedocumenteerde ervaring met het enten van bodembiota in een later successiestadium na plaggen, afgraven bouwvoor of ontgronden. Ook is zicht op de effecten van additie van geschikt organisch materiaal in jonge en latere successiestadia al dan niet in combinatie met het enten met bodembiota van donorsites gewenst. Dit kan worden onderzocht in (bestaande) veldexperimenten en labexperimenten.
- L: Er is geen zicht op de invloed van verschillen in de samenstelling (soorten(groepen) en functioneel) van bodembiota op donorlocaties op de effecten die introductie van bodemleven op acceptorlocaties teweeg brengen. Dit is vooral relevant voor natuurdoelen die nog veel voorkomen en dus keuzemogelijkheden zijn waar het donormateriaal wordt gehaald. Bij zeldzame doelen is er overigens weinig keus in doelen. Dit kan worden onderzocht in (bestaande) veldexperimenten en labexperimenten.
- H: Zicht op de omvang waarin bodemmateriaal (plagsel) beschikbaar is van donorlocaties van zeldzame natuurdoelen ontbreekt. Inventarisatie en nadenken in welke projecten het spaarzame donormateriaal effectief kan worden ingezet.

Plaggen/ afgraven bouwvoor/ ontgronden

- H: De openheid van de vegetatie na plaggen, afgraven bouwvoor of ontgronden en duur waarmee de vegetatie open blijft is van invloed op de vestiging van doelplantensoorten van schrale natuurdoelen en Rode-Lijstsoorten. Welke factoren naast de fosfaatvoorraad en -beschikbaarheid bepalen hoe lang een vegetatie open blijft is onduidelijk. Dit kan onderzocht worden met vergelijkend locatie onderzoek in het veld.

Uitmijnen

- H: Meer inzicht in de tijdsduur die nodig is voor uitmijnen van fosfaat naar fosfaatgehalten in het bereik van streefwaarden van schrale natuurdoelen. Ook weinig zicht op of in langere uitmijnreeksen het laatste deel van fosfaat kan worden verwijderd dat nodig is om in het bereik van de streefwaarden te komen. Het is zinvol om dit te onderzoeken in een brede range van situaties van de nutriëntentoestand (N-, P- en K gehalten, P-diepte profiel) Dit vergt lang lopende uitmijnexperimenten in het veld. Kan bereikt worden door bestaande experimenten te verlengen. Ook is het mogelijk om in reguliere uitmijnprojecten gestructureerd te monitoren.
- H: Effectiviteit van uitmijnen in bodems met een diep fosfaatprofiel en in hoeverre met dieper wortelende gewassen fosfaat kan worden uitgemijnd. Dit vergt veldproeven.
- H: In hoeverre belemmert grote N-voorraad en hoge N-beschikbaarheid in bodems met uitmijnen ontwikkeling van schrale doelen. bij gebruik van klavers voor N-fixatie kan juist een grote N-pool worden opgebouwd.

Bodemprofiel omkeren/ diepploegen

- L/H; Hiermee is zeer weinig geëxperimenteerd en niet in Nederland zo ver we weten. Inzicht in de effecten vergroten met veldexperimenten. Prioritering hangt af in hoeverre diepploegen in de praktijk een vaker voorkomende optie is.

Toevoegen van ijzer om fosfaat vast te leggen

- Hier is nog maar zeer weinig mee geëxperimenteerd in het veld en alleen maar in een kort experiment in droge zandgronden. Op vochtige en natte zandgronden zijn nog geen gedocumenteerde experimenten beschikbaar. Verder speelt ingrijpen in de bodem (plaggen, afgraven een rol bij de effecten op de vegetatie. Daarom langer lopende experimenten opzetten die zowel kijken naar effecten van alleen ijzeradditie en van ijzeradditie met plaggen en met afgraven. Voorts is nog geen inzicht op de fosfaatvoorraad op de effectiviteit. Mogelijkerwijs is de verlaging van de fosfaatbeschikbaarheid bij relatief lage fosfaatpools effectiever. Daarom ook veldexperimenten uitvoeren op bodems met een brede range van P-totaal of P-oxalaat gehalten.

Toevoegen van makkelijk opneembare waterkoolstoffen

- L: Vermoed wordt dat de vereiste dosering om immobilisatie van N in micro-organismen te bewerkstelligen in belangrijke mate locatie-specifiek is, en dat vooraf aan grootschalige inzet op elke locatie de dosering moet worden uitgetest. Dosering zou onderzocht kunnen worden in een range van locaties die verschilt in bodemcondities en N-depositie. Dit vergt veld- of labexperimenten.
- L: Niet uitgesloten is dat na het stoppen van de additie met waterkoolstoffen de voorraad van microbiel gebonden N afneemt en daarmee de beschikbaarheid van N voor planten weer toeneemt. Dit vergt veld- of labexperimenten.

Inbreng van plantenzaden via hooi van donorsites

- H: Dispersielimitatie voor doelplantensoorten is een grote factor in de mate van herstel van schrale doelvegetatietypen op voormalige landbouwgronden. In het natuurbeheer wordt het inbrengen van plantensoorten met maaisel van goed ontwikkelde donorslocaties steeds meer toegepast zonder structurele documentatie van de maatregelen en de effecten. Hierdoor is weinig zicht op de effectiviteit en factoren die dat beïnvloeden. Opzet van een landelijk monitoringprogramma.

Combinaties van maatregelen

- H: Kijken naar invloed van plagen op bodems op de vegetatie die vergaand zijn verschaald en uitgemijnd. Plagen schept daarbij vestigingskansen voor doelplantensoorten. Dit zou ook gecombineerd kunnen worden met inbreng van hooi van donorsites ten einde dispersielimitatie van doelplantensoorten op te heffen. Kan met veldexperimenten.
- H: Toepassen van ijzeradditie op de fosfaatbeschikbaarheid en vegetatie percelen die al een tijd zijn verschaald en uitgemijnd. Kan met veldexperimenten.
- H: ijzeradditie als maatregel in ondiep afgegraven terreinen die onder de afgraafdiepte nog relatief hoge fosfaatgehalten hebben. Dit als maatregel om wel de bouwvoor te verwijderen maar te voorkomen dat diep wordt ontgrond.

6 Literatuur

- Abakumov, E.V. & Frouz, J., 2009. Evolution of the soil humus status on the calcareous Neogene clay dumps of the Sokolov quarry complex in the Czech Republic. *Eurasian Soil Science* 42: 718-724.
- Aerts, R., 2002. The role of various types of mycorrhizal fungi in nutrient cycling and plant competition. In *Mycorrhizal Ecology*: Van der Heijden, M.G.A. and Sanders, I.R., (eds), pp. 117-133, Springer Verlag
- Aerts, R., de Caluwe, H. & Beltman, B., 2003. Is the relation between nutrient supply and biodiversity co-determined by the type of nutrient limitation? *Oikos* 101: 489-498.
- Aerts, R., Huiszoon, A., Van Oostrum, J.H.A., Van de Vijver, C.A.D.M., Willems, J.H., 1995. The Potential for Heathland Restoration on Formerly Arable Land at a Site in Drenthe, The Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, 32: 827-835.
- Aerts, R., 1989. Above-Ground Biomass and Nutrient Dynamics of *Calluna-Vulgaris* and *Molinia-Caerulea* in a dry Heathland. *Oikos* 56: 31-38.
- Aggenbach C.J.S., H. Backx, W. Emsens, A.P. Grootjans, L.P.M. Lamers, A.J.P. Smolders, P.J. Stuyfzand, L. Wolejko & R. Van Diggelen, 2013. Do high iron concentrations in rewetted rich fens hamper restoration? *Preslia* 85: 405-420.
- Aggenbach, C., Kooijman A.M., Bartholomeus, R.P., Fujita, Y., 2013. Herstelbaarheid van droge duingraslanden in relatie tot accumulatie van organische stof en stikstof in de bodem. KWR, Nieuwegein.
- Aggenbach, C.J.S. & A.J.M. Jansen, 2004. Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie in beekdalen (Twente) en natte duinvalleien in het Renodunaal District (Goeree-Overflakkee). KWR 02.103, Kiwa Water Research, Nieuwegein.
- Aggenbach, C.J.S., M. Berg, J. Frouz, T. Hiemstra, L. Norda, J. Roymans, R. van Diggelen, 2017. Handreiking voor inrichting en beheer bij omvorming van landbouwgronden naar natuur. OBN2017/ xx-NZ, Vereniging van Bos- en Natuureigenaren. Driebergen.
- Allen, E. B. 1984. VA mycorrhizae and colonizing annuals: implications for growth, competition, and succession. Pages 42-52 in S.E. Williams & M.F. Allen (eds.) *VA Mycorrhizae and Reclamation of Arid and Semiarid Lands*. Univ. Wyoming Agric. Exper. Station Report SA 1261, 92 pp.
- Allen, E. B., and M. F. Allen. 1984. Competition between plants of different successional stages: mycorrhizae as regulators. *Canadian Journal of Botany* 62:2625-2629.
- Allen, E. B., and M. F. Allen. 1988. Facilitation of succession by the nonmycotrophic colonizer *Salsola kali* (Chenopodiaceae) on a harsh site: effects of mycorrhizal fungi. *American Journal of Botany* 75:257-266.
- Allen, E. B., and M. F. Allen. 1990. The mediation of competition by mycorrhizae in successional and patchy environments. Pages 367-389 in J. B. Grace, and G. D. Tilman, editors. *Perspectives on plant competition*. Academic Press Inc., New York
- Almufti, M.M., Sydes, C.L., Furness, S.B., Grime, J.P. & Band, S.R. 1977. Quantitative-Analysis of Shoot Phenology and Dominance in Herbaceous Vegetation. *Journal of Ecology* 65: 759-791.
- Alpert, P., and J. L. Maron. 2000. Carbon addition as a countermeasure against biological invasion by plants. *Biological Invasions* 2:33-40.
- Alpei J, Bonkowski M, Scheu S, 1996, Protozoa, Nematoda and Lumbricidae in the rhizosphere of *Hordelymus europaeus* (Poaceae): Faunal interactions, response of microorganisms and effects on plant growth. *Oecologia* 106: 111-126
- Altena, H.J. & M.J.M. Oomes. 1995. De invloed van 20 jaar verschraling op de productie en de vegetatie van een zandgrond. AB-DLO rapport 34. Wageningen.
- Alvarez, T., Frampton, G.K. & Goulson, D. 2000. The role of hedgerows in the recolonisation of arable fields by epigeal Collembola. *Pedobiologia* 44: 516-526.
- Appelo, C. A. J. & D. Postma, 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*. 2nd edition. CRC Press, Amsterdam.

- Bakker, J.P., 1987. Restoration of species-rich grassland after a period of fertilizer application. In: Van Andel, J. (Ed.), *Disturbance in Grasslands*. Dr. W. Junk, Dordrecht, pp. 185–200.
- Bakker, J.P., Elzinga, J.A., De Vries, Y., 2002. Effects of Long-Term Cutting in a Grassland System: Perspectives for Restoration of Plant Communities on Nutrient-Poor Soils. *Applied Vegetation Science*, 5: 107–120.
- Baldrian P, Kolařík M, Štursová M, Kopecký J, Valášková V, Větrovský T, Žifčáková L, Šnajdr J, Rídl J, Vlček C, Voříšková J. 2012. Active and total microbial communities in forest soil are largely different and highly stratified during decomposition. *Isme Journal* 6: 248–258
- Baudry, J., Burel, F., Thenail C., Le Cœura, D. 2000. A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France. *Landscape and Urban Planning* 50: 119–128.
- Becklin, K.M. & Galen, C. 2009. Intra- and interspecific variation in mycorrhizal associations across a heterogeneous habitat gradient in alpine plant communities. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 41: 183–190.
- Becklin, K.M., Pallo, M.L. & Candace, G. 2012. Willows indirectly reduce arbuscular mycorrhizal fungal colonization in understory communities. *Journal of Ecology* 100: 343–351.
- Bekker R, Schaminee J., Bakker J. & Thompson K., 1998a. Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica*, 47, 15 - 26.
- Bekker R.M., G.L. Verweij, R.E.N. Smith, R. Reine, J.P. Bakker & S. Schneide, 1997. Soil Seed Banks in European Grasslands: Does Land Use Affect Regeneration Perspectives? *Journal of Applied Ecology*, 34, 1293–1310.
- Bekker R.M., G.L. Verweij, J.P. Bakker & L.F.M. Fresco, 2000. Soil seed bank dynamics in hayfield succession. *Journal of Ecology*, 88, 594–607.
- Bekker R.M., I.C. Knevel, J.B.R. Tallowin, E.M.L. Troost & J.P. Bakker, 1998b. Soil nutrient input effects on seed longevity: a burial experiment with fen-meadow species. *Functional Ecology*, 12, 673–682.
- Bekker R.M., Lammerts E.J., Schutter A. & Grootjans A.P., 1999. Vegetation development in dune slacks: the role of persistent seed banks. *Journal of Vegetation science*, 10, 745–754.
- Bekker R.M., M.J.M. Oomes & J.P. Bakker, 1998c. The impact of groundwater level on soil seed bank survival. *Seed Science Research*, 8, 399–404.
- Bekker, R.M., 2008. 20 jaar ontgronden voor natuur op zandgronden. Evaluatie van ontgroningen ten behoeve van natuurontwikkeling. Community and Conservation Ecology Group.
- Bekker, R.M., 2009. 20 Jaar Ontgronden Voor Natuur Op Zandgronden. *De Levende Natuur*, 110(1): 9–15.
- Beliën, W., Bomans, E., Baeten, L., & Ampoorter, E., 2006. Opstellen van een referentie- en afwegingskader voor natuurontwikkeling en -herstel op vermeste en verzuurde terreinen. Gent; Brussel: Universiteit Gent. Vakgroep Bos- en waterbeheer; Bodemkundige Dienst van België.
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J., Elberse, W.Th., 1992. Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. *Biological Conservation* 62, 59–65.
- Berg, M., P. de Ruiter, W. Didden, M. Janssen, T. Schouten, H. Verhoef, 2001. Community food web, decomposition and nitrogen mineralisation in a stratified Scots pine forest soil. *Oikos* 94:130–142.
- Berg G, Smalla K. 2009. Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. *FEMS Microbiology Ecology* 68: 1–13.
- Berg, M.P. & Bengtsson, J. 2007. Temporal and spatial variability in soil food web structure. *Oikos* 116: 1789–1804.
- Berg, M.P. & Hemerik, L. 2004. Secondary succession of terrestrial isopod, centipede, and millipede communities in grasslands under restoration. *Biology and Fertility of Soils* 40: 163–170.
- Bever, JD; Westover, KM; Antonovics, J 1997 Incorporating the soil community into plant population dynamics: the utility of the feedback approach. *Journal of Ecology* 85: 561–573
- Bhagal, A., Chambers, B.J., Cross, R.B., 2000. Reversion of intensive arable land to grass heath and Calluna heath: soil fertility aspects. Agriculture, Development and Advisory Service (ADAS). Rapport nummer: BD1501.

- Blume, H.P., G.W. Brümmer, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel-Knaber, R. Kretzschmar, K. Stahr & B.M. Wilke, 2010. Lehrbuch der Bodenkunde. 16th edition. Spectrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Blumenthal, D.M., Jordan, N.R., Ruselle, M.P., 2003. Soil Carbon Addition Controls Weeds and Facilitates Prairie Restoration. *Ecological Applications*, 13(3): 605-615.
- Bobbink, R., Weijters, M., Nijssen, M., Vogels, J., Haveman, R., Kuiters, L., 2009 Branden als EGM-maatregel. Directie Kennis. Rapport nummer: 2009/dk117-O.
- Bohlen, P.J., P.M. Groffman, T.J. Fahey, M.C. Fisk, E. Suarez, D. M. Pelletier, R.T. Fahey, 2004. Ecosystem consequences of exotic earthworm invasion of north temperate forests, *Ecosystems* 7, 1-12.
- Bollmann, J., Elmer, M., Wollecke, J., Raidl, S. & Huttli, R.F. 2010. Defensive strategies of soil fungi to prevent grazing by *Folsomia candida* (Collembola). *Pedobiologia* 53: 107-114.
- Bonkowski M, Weixin Cheng W, Griffiths BS Alpehi J, Scheu S., 2000 Microbial-faunal interactions in the rhizosphere and effects on plant growth *Eur. J. Soil Biol.* 36 : 135-147
- Boyer S, Wratten S, Pizey M, Weber P 2011. Impact of soil stockpiling and mining rehabilitation on earthworm communities *Pedobiologia* 54, Supplement, S99-S102
- Brady N.C. & Weil R.R. The nature and properties of soils, 2002 Prentice Hall/ Pearson Education
- Brown V.K., and Gange A.C., 1992. Secondary plant succession: how is it modified by insect herbivory? *Vegetatio* 101 3-13.
- Bruck, R., 1992, Preliminary results for the soil remineralization forestry trials on Grandfather Mountain in North Carolina, *Remineralize the Earth*, 3: 9-10
- Buée M, De Boer W, Martin F, van Overbeek L, Jurkevitch E. 2009. The rhizosphere zoo: An overview of plant-associated communities of microorganisms, including phages, bacteria, archaea, and fungi, and of some of their structuring factors. *Plant and Soil* 321: 189-212.
- Butt, K.R., 1999. Inoculation of earthworms into reclaimed soils: the UK experience. *Land Degradation and Development* 10, 565-575.
- Butt, K.R., 2008. Earthworms in soil restoration: lessons learned from United Kingdom case studies of land reclamation. *Restoration Ecology* 16, 637-641.
- Butt, K.R., Frederickson, J., Morris, R.M., 1995. An earthworm cultivation and soil inoculation technique for land restoration. *Ecological Engineering* 4, 1-9.
- Carbajo V, den Braber B., van der Putten W.H., De Deyn G. B. Enhancement of Late Successional Plants on Ex-Arable Land by Soil Inoculations. *PLoS ONE* 6(7): e21943. doi:10.1371/journal.pone.0021943
- Ceulemans, T., C.J. Stevens, L. Duchateau, H. Jacquemyn, D.J.G. Gowing, R. Merckx, H. Wallace, N. van Rooijen, T. Goethem, R. Bobbink, E. Dorland, C. Gaudnik, D. Alard, E. Corcket, S. Muller, N.B. Dise, C. Dupre, M. Diekmann & O. Honnay, 2014 Soil Phosphorus Constrains Biodiversity across European Grasslands, *Global Change Biology* 20(12): 3814-3822.
- Ceulemans, T., Hens, M., Honnay, O., Merckx, R., 2009. Vermesting en soortenrijkdom in heischrale graslanden. *Natuurfocus*, 8(3): 90-95.
- Ceulemans, T., Merckx, R., Hens, M., Honnay, O., 2011. A Trait-Based Analysis of the Role of Phosphorus Vs. Nitrogen Enrichment in Plant Species Loss Across North-West European Grasslands. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1155-1163.
- 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: 73-82.
- Chambers B.J., Critchley C.N.R., Fowbert J.A., Bhogal A., Rose S.C. 1999. Soil nutrient status and botanical composition of grasslands in English environmentally sensitive areas. Report MAFF project BD1429, ADAS Gleadthorpe and Newcastle, 71 p.
- Chardon, W.J. & Sival, F.P., 2003. Fosfaat: Knelpunt Voor Realiseren EHS Op Voormalige Landbouwgronden? *De Levende Natuur*, 104(6): 267-271.
- Chardon, W.J., 2009. Mogelijkheden voor immobiliseren van bodemfosfaat in het kader van natuurontwikkeling. *Alterra*. Rapport nummer: 1870.
- Chardon, W.J., Pleijter, M., van der Salm, C., Schoumans, O.F. and Oenema, O., 2007. Milieukundige gevolgen van de aanscherping en differentiatie van fosfaatgebruiksnormen in de landbouw. *Alterra*.
- Chardon, W.J., Sival, F.P., Kemmers, R., Van Delft, B., Koopmans, G.F., 2009. Is het mogelijk om met uitmijnen in plaats van ontgronden voldoende fosfaat kwijt te raken? *De Levende Natuur*, 110(1): 39-42.

- Chilvers, G.A., Lapeyrie, F.F. & Horan, D.P. 1987. Ectomycorrhizal vs. endomycorrhizal fungi within the same root system. *New Phytologist* 107: 441–448.
- Chytrý, M., Sedláková, I. & Tichý, L. 2001. Species richness and species turnover in a successional heathland. *Applied Vegetation Science* 4: 89–96.
- Couteaux, M.M., Raubuch, M. & Berg, M. 1998. Response of protozoan and microbial communities in various coniferous forest soils after transfer to forests with different levels of atmospheric pollution. *Biology and Fertility of Soils* 27: 179–188.
- Critchley, C.N.R., Chambers, B.J., Fowbert, J.A., Bhogal, A., Rose, S.C., Sanderson, R.A. 2002a. Plant Species Richness, Functional Type and Soil Properties of Grasslands and Allied Vegetation in English Environmentally Sensitive Areas. *Grass and Forage Science*, 57: 82–92.
- Critchley, C.N.R., Chambers, B.J., Fowbert, J.A., Sanderson, R.A., Bhogal, A., Rose, S.C. 2002b. Association Between Lowland Grassland Plant Communities and Soil Properties. *Biological Conservation*, 105: 199–215.
- De Deyn, G. B., C. E. Raaijmakers, H. R. Zoomer, M. P. Berg, P. C. de Ruiter, H. A. Verhoef, T. M. Bezemer, and W. H. van der Putten. 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422:711–713.
- De Goede, R.G.M., 1996. Effects of sod-cutting on the nematode community of a secondary forest of *Pinus sylvestris* L. *Biology and Fertility of Soils* 22 (3): 227–236.
- De Graaf, M.C.C., 2000. Exploring the calcicole-calcifuge gradient in heathlands. PhD-thesis Katholieke Universiteit Nijmegen, 175p.
- De Graaf, M.C.C., Bobbink, R., Roelofs, J.G.M., Verbeek, P.J.M., 1998b. 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., Schelfhout, S., Demey, A., Raman, M., Baeten, L., De Groote, S., Mertens, J., Verheyen, K., 2013. Natuurherstel Op Landbouwgrond: Fosfor Als Bottleneck. *Natuurfocus*, 12(4): 145–153.
- De Vries, F. T. Thebault, E. Liiri, M., Birkhofer, K. Tsiafouli, M. A. Bjornlund, L., Jorgensen, H., Bracht B., Mark V. Christensen, S., de Ruiter, P. C., d'Hertefeldt, T., Frouz, J., Hedlund, K. Hemerik, L., Hol, W. H. G., Hotes, S., Mortimer, S. R., Setälä, H., Sgardelis, S. P., Uteseny, K., van der Putten, W. H., Wolters, V., Bardgett, R. D. 2013. Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences Of The United States Of America* 110:14296–14301
- De Vries, H.J., 1993. Zwarte grondverklaring Eexterveld. LB&P, bureau voor landschaps-oecologisch onderzoek b.v.
- Dhillon S. S., 1994. Ectomycorrhizae, arbuscular mycorrhizae, and Rhizoctonia sp. of alpine and boreal *Salix* spp. in Norway. *Arctic and Alpine Research* 26: 304–307.
- Diaz, A., Green, I., Evans, D. 2011. Heathland Restoration Techniques: Ecological Consequences for Plant-Soil and Plant-Animal Interactions. *ISRN Ecology*, 2011: 1–8.
- Diaz, A., Green, I., Tibbett, M., 2008. Re-Creation of Heathland on Improved Pasture Using Top Soil Removal and Sulphur Amendments: Edaphic Drivers and Impacts on Ericoid Mycorrhizas. *Biological Conservation*, 141(6): 1628–1635.
- Dickie IA, Reich PB, 2005. Ectomycorrhizal fungal communities at forest edges. *Journal of Ecology* 93: 244–255
- Dorland, E., Bobbink, R., Messelink, J.H., Verhoeven, J.T.A., 2003. Soil Ammonium Accumulation After Sod Cutting Hampers the Restoration of Degraded Wet Heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 40: 804–814.
- Dorland, E., Hart, M.A.C., Vermeer, M.L., Bobbink, R. 2005. Assessing the Success of Wet Heath Restoration by Combined Sod Cutting and Liming. *Applied Vegetation Science*, 8: 209–218.
- Dorland, E., Y. Fujita, W. Chardon, B.J. Groenenberg, E. Lucassen, F. Smolders & A. De jong, 2016. IJzerslib als alternatief voor afgaven: natuurontwikkeling door fosfaat immobilisatie. BTO 2015.078, KWR Watercycle Research Institute Nieuwegein.
- Dougs DD Miller PD 1999. Biodiversity of arbuskular mycorrhizal fungi in agroecosystem. *Agriculture ecosystem and environment* 74, 77–94.
- Duhamel, M., Pel, R., Ooms, A., Bucking, H., Jansa, J., Ellers, J., van Straalen, N.M., Wouda, T., Vandenkoornhuyse, P. & Kiers, E.T. 2013. Do fungivores trigger the transfer of protective metabolites from host plants to arbuscular mycorrhizal hyphae? *Ecology* 94: 2019–2029.
- Dunger W., 1991. Zur Primärsukzession humiphager Tiergruppen auf Bergbauflächen. *Zool. Jahrb. Syst.* 118, 423–447.

- Dunger, W., 1968. Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentegebaues. Abh. Ber. Naturkundemuseums Görlitz 43, 1-256.
- Dunger, W., M. Wanner, H. Hauser, K. Hohberg, H.J. Schulz, T. Schwalbe, B. Seifert, J. Vogel, K. Voigtlander, B. Zimdars and K.P. Zülka. 2001. Development of soil fauna at mine sites during 46 years after afforestation. *Pedobiologia* 45: 243-271.
- Eckstein R. L. & Donath T. W., 2005. Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. *Journal of Ecology* 93, 807-816.
- Ehrenfeld, J.G., Ravit, B., Elgersma, K. 2005. Feedback in the plant-soil system. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 75-115
- Eichhorn, K. & Ketelaar, R., 2016. Ecologie en beheer van kruidenrijke graslanden op de zandgronden. 68 p. Eichhorn Ecologie & Natuurmonumenten, 's-Graveland.
- Eijsackers, H. 2011. Earthworms as colonizers of natural and cultivated soil environments. *Applied Soil Ecology* 50: 1-13.
- Eisma, D. 1986. Composition, origin and distribution of Dutch coastal sands between Hoek van Holland and the Isle of Vlieland. PhD thesis, University of Groningen.
- Emsens W. J., Aggenbach C.J.S., Grootjans A.P., Nfor E.E., Schoelynck J., Struyf E. & van Diggelen R., in press. Eutrophication triggers contrasting multilevel feedbacks on litter accumulation and decomposition in fens. *Ecology*. Doi: 10.1002/ecy.1482
- Emsens W. J., Aggenbach C.J.S., Schoutens K., Smolders A.J.P., Zak D. & van Diggelen R., 2016. Soil Iron Content as a Predictor of Carbon and Nutrient Mobilization in Rewetted Fens. *PLoS ONE* 11. DOI: 10.1371/journal.pone.0153166
- Enkhtuya, B., M. Pöschl, and M. Vosatka. 2005. Native grass facilitates mycorrhizal colonization and P uptake of tree seedlings in two anthropogenic substrates. *Water Air Soil Poll.* 166: 217-236.
- Eschen, R., Mortimer, S.R., Lawson, C.S., Edwards, A.R., Brook, A.J., Igual, J.M., Hedlund, K. & Schaffner, U. 2007. Carbon addition alters vegetation composition on ex-arable fields. *Journal of Applied Ecology* 44: 95-104.
- Fagan, W.F., J.G. Bishop, 2000. Trophic interactions during primary succession: herbivores slow a plant reinvasion at Mount St. Helens, Am. Nat. 155 238-251.
- Frouz J, 1994. Changes of terrestrial chironomid community (Diptera, Chironomidae) during secondary succession. *Pedobiologia*, 38: 334-343.
- Frouz J, 1997a. Changes in communities of soil dwelling dipteran larvae during secondary succession in abandoned fields. *Eur. J. Soil Biol.*, 33:(2) 57-65
- Frouz J, 1997b. The effect of vegetation patterns on oviposition habitat preference: a driving mechanism in terrestrial Chironomid (Diptera: Chironomidae) succession. *Res. Popul. Ecol.* 39(2): 207-213
- Frouz J, Elhottova D, Kuraz V, et al., 2006. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology* 33(3): 308-320
- Frouz J, Novakova A. 2005. Development of soil microbial properties in topsoil layer during spontaneous succession in heaps after brown coal mining in relation to humus microstructure development *Geoderma* 129: 54-64
- Frouz J, Pizl V, Tajovsky K, 2007. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe *European Journal Of Soil Biology* 43: S184-S189
- Frouz J, Prach K, Pizl V, et al., 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites *European Journal Of Soil Biology* 44(1): 109-121
- Frouz J, Van Diggelen R, Pizl V, et al., 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
- Frouz, J. Adult migration of soil dwelling Diptera with respect to vegetation cover, succession age and larval breeding sites - preliminary results. pp. 53-62. In: K. Tajovský and V. Pižl. [eds.] 1999a. *Soil Zoology in Central Europe*. Institute of Soil Biology, České Budějovice, Czech Republic.
- Frouz, J. and J. Olejníček. 1999. Flight patterns of Chironomidae and Dolichopodidae (Diptera) in suburban fallow area: an effect of vegetation mosaic. *Biologia-Bratislava* 54: 169-178.
- Frouz, J. and M.G. Paoletti. 2000. Spatial distribution of different life stages of one Dipteran community along hedgerow and field margin. *Landscape and Urban Planning* 48: 19-29.
- Frouz, J., Jilková, V., Cajthaml, T., Pizl, V., Tajovsky, K., Hanel, L., Buresova, A., Simackova, H., Kolarikova, K., Franklin, J., Nawrot, J., Groninger, J. W., Stahl, P.D.

- 2013 b. Soil biota in post-mining sites along a climatic gradient in the USA: Simple communities in shortgrass prairie recover faster than complex communities in tallgrass prairie and forest. *Soil Biology & Biochemistry* 67: 212- 225
- Frouz, J., Keplin B., Pižl V., Tajovský K., Starý J., Lukešová A., Nováková A., Balík V., Háněl L., Materna J., Düker C., Chalupský J., Rusek J. and Heinkele T. 2001 Soil biota and upper soil layers development in two contrasting post-mining chronosequences, *Ecological Engineering* 17: 275-284
- Frouz, J., Liveckova, M., Albrechtova, J., Chronakova, A., Cajthaml, T., Pizl, V., Hanel, L., Stary, J., Baldrian, P., Lhotakova, Z., Simackova, H., Cepakova, S., 2013a. Is the effect of trees on soil properties mediated by soil fauna? A case study from post-mining sites. *Forest Ecology And Management* 309: 87- 95
- Fujita, Y. & Aggenbach, C.J.S., 2015. Patterns of soil development and plant species diversity in Grey Dunes in Meijendel. KWR Watercycle Research Institute.
- Fujita, Y. & C.J.S. Aggenbach, 2015. Effects of mowing, sod-cutting, and drift sand on development of soil and vegetation in Grey Dunes, Rapport KWR 2015.029., KWR Watercycle Research Institute Nieuwegein, 126 pp..
- Fujita, Y., Melis, J.W.C., Kooijman, A.M., Aggenbach, C.J.S., 2014. Interactions between SOM accumulation, nutrient availability, and plant diversity in lime-rich and lime-poor dune grassland succession. KWR Watercycle Research Institute. Rapport nummer: KWR 2014.006.
- Gange AC, Brown VK, 2002. Soil food web components affect plant community structure during early succession. *Ecol. Res.* 17: (2) 217-227
- Gange AC, Brown VK, Farmer LM, 1991. Mechanisms of seedling mortality by subterranean insect herbivores. *Oekologia* 88: (2) 228-232
- Gibson, C.W.D, V.K. Brown, 1991. The effects of grazing on local colonization and extinction during early succession, *J. Veget.Sci.* 2: 291-300.
- Giesen & Geurts 2006 De fosfaat- en basentoestand van de bodem in percelen langs de Enkele Wiericke. Zuidzijderpolder, Polder Reeuwijk, Polder Oukoop en Negen Viertel (Zuid-Holland). Ecologisch adviesbureau Giesen & Geurts, Ulft.
- Giesen & Geurts 2007. De fosfaat- en basentoestand van de bodem in percelen in de provincies Gelderland en Overijssel. Giesen & Geurts, Ulft.
- Gilbert, J., Gowing, D. and Wallace, H. 2009. Available soil phosphorus in semi-natural grasslands: Assessment methods and community tolerances. *Biological Conservation* 142, 1074-1083
- Glen E, Price EAC, Caporn SJM, Carroll JA, Jones, MLM, Scott R, 2007. A novel technique for restoring species-rich grassland. In: Hopkins JJ, Duncan AJ, McCracken DI, Peel S, Tallwin JRB (eds.), High value grassland: providing biodiversity, a clean environment and premium products. Occasional symposium No. 38. Proceedings of the BGS/BES/BSAS Conference, Keele University, UK. 17-19 April 2007. British Grassland Society, pp. 221-224.
- Gressitt, J. L., R. E. Leech & C. W. O'Brien, 1960. Trapping of air-borne insects in the Antarctic. I. – *Pacific Insects* 2: 245-250.
- Gul, S, Whalen, JK ; Ellis, BE ; Grayston, SJ. 2012. Plant residue chemistry impacts soil processes and microbial community structure: A study with *Arabidopsis thaliana* cell wall mutants. *Applied soil ecology* 60: 84-91
- Hamilton, EW; Frank, DA 2001, Can plants stimulate soil microbes and their own nutrient supply? Evidence from a grazing tolerant grass *Ecology* 82: 2397-2402
- Härdtle, W., Niemeyer, M., Niemeyer, T. & Fottner, S., 2006. Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* 43(4): 759-769
- Harinikumar KM, Bagyaraj DJ, 1994. Potential of earthworms, ants, millipedes and termites for dissemination of vesicular arbuscular mycorrhizal fungi in soil. *Biology and Fertility of Soils* 18: (2) 115-118
- Hart, M. M., R. J. Reader, and J. N. Klironomos. 2001. Life-history strategies of arbuscular mycorrhizal fungi in relation to their successional dynamics. *Mycologia* 93:1186-1194.
- Hawes, T.C., Worland, M.R., Convey, P. & Bale, J.S. 2007. Aerial dispersal of springtails on the Antarctic Peninsula: implications for local distribution and demography. *Antarctic Science* 19: 3-10.
- Hayes, M.J., Sackville Hamilton, N.R., 2001. The effect of sward management on the restoration of species-rich grassland: a reassessment of IGER's grassland restoration experiment, Trawsgoed. Countryside Council for Wales Contract Science Report No. 438, Bangor.

- Hayes, M.J., Sackville Hamilton, N.R., Tallowin, J.R.B., Buse, A., Davies, O., 2000. Methods of enhancing diversity in upland environmentally sensitive area swards. Report to the Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (BD1424), Institute of Grassland and Environmental Research, Aberystwyth.
- Hedlund K 2002. Soil microbial community structure in relation to vegetation management on former agricultural land. *Soil Biology & Biochemistry* 34: 1299–1307
- Hedlund K, Gormsen D., 2002. Mycorrhizal colonization of plants in set-aside agricultural land. *Applied Soil Ecology* 19 71–78
- Heemsbergen, D. A., M. P. Berg, M. Loreau, J. R. van Haj, J. H. Faber, and H. A. Verhoef, 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science* 306:1019-1020.
- Hendriks, A.E., Ter Heerdt, G.N.J., Bakker, J.P., 1985. Verschraling Door Begrazing? De Levende Natuur, 86(1): 8-12.
- Herr, C., 2013. Advies betreffende de inrichtingsmaatregelen voor heischrale graslanden in de Vallei van de Zwarte beek. Rapport nummer: INBO.A.2013.8.
- Herr, C., De Becker, P., Hens, M., 2011. Ecohydrologisch en bodemkundig onderzoek i.f.v. herstelmaatregelen aan Achelse Kluis. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Rapport nummer: INBO.R.2011.06.
- Heutz G. & Paelinckx D.(red.. 2005. Natura 2000 habitats: doelen en staat van instandhouding. Onderzoeksverslag Instituut voor Natuurbehoud en Afdeling Natuur, IN.O.2005.03, Brussel.
- Holec, M. and J. Frouz., 2005. Ant (Hymenoptera : Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia* 49: 345–357.
- Hommel, P.W.F.M., Brouwer, E., Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., De Waal, R.W., 2006. Selectie van ecologisch relevante bodemeigenschappen. Een verkennend onderzoek aan de hand van 92 SBB-referentiepunten. Alterra. Rapport nummer: 1445.
- Hövmeyer K, 1992. Response of Diptera populations to experimentally modified leaf litter input in beech forest on limestone. *Pedobiologia*, 36, 35-49.
- Ilieva-Makulec, K. & Makulec, G. 2002. Effect of the earthworm *Lumbricus rubellus* on the nematode community in a peat meadow soil. *European Journal of Soil Biology* 38: 59-62.
- Ingold CT. 1971. Fungal spores: their liberation and dispersal. Oxford, UK: Clarendon Press.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F., Oomes, M.J.M., 1998. Relationship Between Soil Chemical Factors and Grassland Diversity. *Plant and Soil*, 202: 69-78.
- Johnson N.C. Graham J H. Smith F.A. 1997 Functioning of mycorrhizal associations along the mutualism–parasitism continuum 135: 575–585
- Jones, M.L.M., Norman, K., Rhind, P.M., 2010. Topsoil Inversion As a Restoration Measure in Sand Dunes, Early Results From a UK Field-Trial. *Journal of Coastal Conservation*, 14: 139-151.
- Jones, M.L.M., Wallace, H.L., Norris, D., Brittain, S.A., Haria, S., Jones, R.E., Rhind, P.M., Reynolds, B.R., Emmett, B.A., 2004. Changes in Vegetation and Soil Characteristics in Coastal Sand Dunes Along a Gradient of Atmospheric Nitrogen Deposition. *Plant Biology*, 6: 598-605.
- Jouquet, P; Dauber, J; Lagerlof, J; Lavelle, P; Lepage, M 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. 32: 153-164
- Jumpponen, A., Claridge, A.W., Trappe, J.M., Lebel, T. & Claridge, D.L. 2004. Ecological relationships among hypogeous fungi and trees: inferences from association analysis integrated with habitat modeling. *Mycologia* 96: 510-525.
- Kajak, A., Andrzejewska, L., Chmielewski, K., Ciesielska, S., Kaczmarek, M., Makulec, G., Petal, J., Wasilewska, L., 1985. Long term changes in grassland communities of heterotrophic organisms on drained fens. *Polish Ecol. Studies* 11, 21–52.
- Kajak, A., 1987. Secondary succession of soil invertebrate communities in drained fens. In: Striganova, B.R. (Ed.), *Soil Fauna and Soil Fertility*. Nauka Moscow, pp. 341–345.
- Kardol P., Bezemer T.M., van der Wal A, van der Putten W.H. 2005. Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. *Biological Conservation* 126 : 317–327
- Kardol, P., Van der Wal, A., Bezemer, M.T., De Boer, W., Van der Putten, W.H., 2009. Ontgronden En Bodembeestjes: Geen Gelukkige Combinatie. *De Levende Natuur*, 110(1): 57-61.

- Kardol, P.; Bezemer, T.M.; van der Putten, W.H. 2006 Temporal variation in plant-soil feedback controls succession. *Ecology letters* 9: 1080-1088
- Kemmers, R., Kuiters, L., Van Delft, B., Slim, P.A., Bakker, J.P., De Vries, Y., 2005. Haalbaarheid natuurdoelen op fosfaatverrijkte gronden; Dertig jaar natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden. Alterra. Rapport nummer: 1040.
- Ketner-Oostra, R. & Sýkora, K.V., 2000. Vegetation Succession and Lichen Diversity on Dry Coastal Calcium-Poor Dunes and the Impact of Management Experiments. *Journal of Coastal Conservation*, 6: 191-206.
- Kirkham, F. W., 2001. Nitrogen uptake and nutrient limitation in six hill moorland species in relation to atmospheric nitrogen deposition in England and Wales. *Journal of Ecology* 89:1041-1053.
- Klironomos, J. N. 2003. Variation in plant response to native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi. *Ecology* 84:2292-2301.
- Klironomos, J.N., Bednarczuk, E.M. & Neville, J. 1999. Reproductive significance of feeding on saprobic and arbuscular mycorrhizal fungi by the collembolan, *Folsomia candida*. *Functional Ecology* 13: 756-761.
- Klooker, J., Van Diggelen, R., Bakker, J.P., 1999. Natuurontwikkeling op minerale gronden. Ontgronden: nieuwe kansen voor bedreigde plantensoorten? Rapport Rijksuniversiteit Groningen.
- Koerselman, W. & Stuyfzand, P.J. 1993. Chemie van ondiep grondwater en bodem in relatief ongestoorde natte en vochtige duinvalleien. Rapport nummer: SWE 93.010.
- Koerselman, W. & Meuleman, A.F.M. 1996. The vegetation N:P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441-1450.
- Kooijman, A. M., Bloem, J., Cerli, C., Jagers Op Akkerhuis, G., Kalbitz, K., Dimmers, K., Vos, A., Peest, A. K. & Kemmers, R. H., 2014. Stikstofkringloop in kalkrijke en kalkarme duinbodems en de implicaties daarvan voor de effectiviteit van plaggen. VBNE, Driebergen, Rapport nr.2014/OBN189-DK.
- Kooijman, A.M., Dopheide, J.C.R., Sevink, J., Takken, I., Verstraten, J.M. 1998. Nutrient Limitations and Their Implications on the Effects of Atmospheric Deposition in Coastal Dunes; Lime-Poor and Lime-Rich Sites in the Netherlands. *Journal of Ecology*, 86: 511-526.
- Kostkova, J. and P. Cudlin 1990. Vesicular-arbuscular mycorrhizae in plant succession on colliery spoil-tips from strip-mining. *Agr. Ecosyst. Environ.* 29: 211-215.
- Kruse, J., Abraham, M., Amelung, W., Baum, C., Bol, R., Kuhn, O., Lewandowski, H., Niederberger, J., Oelmann, Y., Ruger, C., Santner, J., Siebers, M., Siebers, N., Spohn, M., Vestergren, J., Vogts, A. & Leinweber, P. 2015. Innovative methods in soil phosphorus research: A review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178: 43-88.
- Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M., 2005. Fosfaat Als Adder Onder Het Gras Bij 'Nieuwe Natte Natuur'. *H2O*, 17: 28-30.
- Lamers, L.P.M., Lucassen, E.C.H.E.T., Tomassen, H., Smolders, A.J.P., Roelofs, J.G.M., 2009. 'Verpitruissing' Bij Natuurontwikkeling: Voorkomen Is Beter Dan Genezen. *De Levende Natuur*, 110(1): 43-46.
- Lammerts, E.J. & Grootjans, A.P. 1997. Nutrient Deficiency in Dune Slack Pioneer Vegetation: a Review. *Journal of Coastal Conservation*, 3: 87-94.
- Lammerts, E.J., Peggel, D.M., Grootjans, A.P., Van der Veen, A. 1999. Nutrient Limitation and Vegetation Changes in a Coastal Dune Slack. *Journal of Vegetation Science*, 10: 111-122.
- Lavelle P, Bignell D, Lepage M., 1997. Soil function in changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur J Soil Biol* 33: 159-193
- Lawson C.S., Ford M.A., Mitchley J., Warren J.M., 2004. The establishment of heathland vegetation on ex-arable land: the response of *Calluna vulgaris* to soil acidification *Biological Conservation* 116: 409-416.
- Liczner, Y., Schoenmaeckers, M., Van Ballaer, B., Backx, H., Van Pelt, D., Van Diggelen, R., 2010. Onderzoek van het ecologisch potentieel van graslanden in de regio Antwerpse Kempen. In opdracht van Agentschap Natuur en Bos, Antwerpse Kempen. Universiteit Antwerpen, rapport ECOBE 011-R140.
- Lodge D. J., 2000. Ecto-or arbuscular mycorrhizas-which are best? *New Phytologist* 146: 353-354.
- Lodge, D.J. & Wentworth, T.R. 1990. Negative associations among VA-mycorrhizal fungi and some ectomycorrhizal fungi inhabiting the same root system. *Oikos* 57: 347-356.
- Lucassen, E.C.H.E.T., Bobbink, R., Smolders, A.J.P., van der Ven, P.J.M., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. 2003. Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecol.* 165: 45-52.

- Luscombe G, Scott R and Young D 2008. Soil Inversion Works, Landlife, National Wildflower Centre, Liverpool.
- Ma, Y., N.M. Dickinson, M.H. Wong, 2003. Interactions between earthworms, trees, soil nutrition and metal mobility in amended Pb/Zn mine tailings from Guangdong, China, *Soil Biol. Biochem.* 35: 1369-1379.
- Makulec G. 2002. The role of *Lumbricus rubellus* Hoffm. in determining biotic and abiotic properties of peat soils, *Pol. J. Ecol.* 50: 301-339.
- Malcova, R., J. Albrechtova, and M. Vosatka. 2001. The role of the extraradical mycelium network of arbuscular mycorrhizal fungi on the establishment and growth of *Calamagrostis epigejos* in industrial waste substrates. *Appl. Soil Ecol.* 18: 129-142.
- Mantilla-Contreras, J., Schirmel, J., Zerbe, S. 2012. Influence of Soil and Microclimate on Species Composition and Grass Encroachment in Heath Succession. *Journal of Plant Ecology*, 5(3): 249-259.
- Marion, G.M., Miller, P.C., Kummerow, J. & Oechel, W.C. 1982. Competition for Nitrogen in A Tussock Tundra Ecosystem. *Plant and Soil* 66: 317-327.
- Marrs, R.H., 1993. Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions. *Advances in Ecological Research*, 24: 241-300.
- Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. & Swift, M.J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277: 504-509.
- McMahon, M.J., Gaugler, R., 1993. Effect of salt marsh drainage on the distribution of *Tabanus nigrovittatus* (Diptera: Tabanidae). *J. Med. Entomol.* 30, 474-476.
- Melman, T.C.P. ; Sanders, M.E. & Grashof, C.J., 2005. Effectiviteit van graslandpakketten van de Subsidieregeling agrarisch natuurbeheer en de Subsidieregeling natuurbeheer: studie in het licht van de LNV-beleidsomgeving "van verwerving naar beheer". Natuurplanbureau, Wageningen, 69 pp..
- Melman, T.C.P., H.P.J. Huisjes & C.J. Grashof, 2010. Evaluatie botanisch graslandbeheer. *Landschap* 27(1): 16-27.
- Middleton E.L. Bever JD 2012 Inoculation with a Native Soil Community Advances Succession in a Grassland Restoration. *Restoration Ecology* 20, 218-226
- Miller, R. M. 1987. Mycorrhizae and succession. Pages 205-219 in W. R. Jordan III, M. E. Gilpin, and J. D. Aber, editors. *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge
- Mitchell, R.M. & Bakker, J.D. 2011. Carbon Addition as a Technique for Controlling Exotic Species in Pacific Northwest Prairies. *Northwest Science* 85: 247-254.
- Morgan, J. P. 1994. Soil impoverishment: a little-known technique holds promise for establishing prairie. *Restoration and Management Notes* 12:55-56.
- Mountford, J.O., Lakhani, K.H., Holland, R.J., 1996. Reversion of vegetation following the cessation of fertiliser application. *Journal of Vegetation Science* 7, 219-228.
- Mowbray, T. & W. H. Schlesinger, 1988. The buffer capacity of organic soils of the Bluff Mountain fen, North Carolina. *Soil Science* 146:73-79.
- Mummey D, Holben W, Six J, Stahl P, 2006. Spatial stratification of soil bacterial populations in aggregates of diverse soils. *Microb Ecol* 51:404-411.
- Nara, K. 2006. Pioneer dwarf willow may facilitate tree succession by providing late colonizers with compatible ectomycorrhizal fungi in a primary successional volcanic desert. *New Phytologist* 171: 187-198.
- Neutel, A.M., Heesterbeek, J.A.P., van de Koppel, J., Hoenderboom, G., Vos, A., Kaldewey, C., Berendse, F. & de Ruiter, P.C. 2007. Reconciling complexity with stability in naturally assembling food webs. *Nature* 449: 599-U11.
- Odman, A.M., Schnoor, T.K., Ripa, J. & Olsson, P.A. 2012. Soil disturbance as a restoration measure in dry sandy grasslands. *Biodiversity and Conservation* 21: 1921-1935.
- Oloff, H., Bakker, J.P., 1991. Long-term dynamics of standing crop and species composition after the cessation of fertiliser application to mown grassland. *Journal of Applied Ecology* 28, 1040-1052.
- Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S. & Dean, L.A., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA circ. 939. US Gov. Print Office, Washington, USA.
- Oomes, M.J.M., 1990. Changes in Dry Matter and Nutrient Yields During the Restoration of Species-Rich Grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 1: 333-338.
- Oomes, T. & Van der Werf, A., 2003. Hooiland Gebruik En Botanische Diversiteit: Is Bemesting Altijd Een Bedreiging? *De Levende Natuur*, 104(5): 192-196.
- Padilla, FM ; Mattingly, WB ; Swedo, BL ; Clay, K ; Reynolds, HL 2012 Negative plant-soil feedbacks dominate seedling competitive interactions of North American successional grassland species *Journal of vegetation science* 23: 667-676

- Pals, A., Kemmers, R., Van Delft, B., Delbare, E., Wilkin, N., 2013. Expertenadvies bodemchemie en ecohydrologie. Landschap de Liereman en omgeving. VLM i.s.m. ANB. Rapport nummer: 820442.
- Paoletti GM 1999a Using bioindicators based on biodiversity to asses landscape sustainability. Agriculture ecosystem and environment 74, 1-18
- Paoletti GM 1999b The role of earthworms for assesment of sustainability and as bioindicators. Agriculture ecosystem and environment 74, 113-136
- Paschke, M. W., T. McLendon, and E. F. Redente. 2000. Nitrogen availability and old-field succession in a shortgrass steppe. Ecosystems 3:144-158.
- Peay KG, Garbelotto M, Bruns TD, 2010. Evidence of dispersal limitation in soil microorganisms: Isolation reduces species richness on mycorrhizal tree islands. Ecology 91: 3631-3640
- Pegtel, D.M., Bakker, J.P., Verweij, G.L. & Fresco, L.F.M., 1996. N, K and P deficiency in chronosequential cut summer-dry grasslands on gley podzol after the cessation of fertilizer application. Plant and Soil 178: 121-131
- Pepmeyer, R. Landschaftsökologische Beschreibung und Charakterisierung der Entwicklungschancen eines Teilbereiches des Naturschutzgebietes "Eexter veld", in der Provinz Drenthe (Nord-Niederlande) nach Abtrag der obersten Bodenschicht. Laboratorium voor Plantenoecologie, Rijksuniversiteit Groningen 1996.
- Perring, M.P., Edwards, G. & de Mazancourt, C. 2009. Removing Phosphorus from Ecosystems Through Nitrogen Fertilization and Cutting with Removal of Biomass. Ecosystems 12: 1130-1144.
- Piotrowski JS, Lekberg Y, Harner MJ, Ramsey PW, Rillig MC, 2008. Dynamics of mycorrhizae during development of riparian forests along an unregulated river. Ecography 31: 245-253
- Pižl V, 1992. Succession of earthworms population in abandoned fields. Soil. Biol. Biochem., 24, 1623-1628
- Pižl V., 1999. Development of earthworm populations in afforested colliery spoil heaps in northern Bohemia, Czech Republic. Pedobiologia 43, 691-697.
- Pižl V., 2001. Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech Republic. Restoration Ecology 9, 359-364.
- Ponge, J.F., 2003. Humus forms in terrestrial ecosystems: a framework to biodiversity Soil Biology & Biochemistry 35(7): 935-945.
- Püschel D, Rydlová J, Vosátka M., 2007a. Mycorrhiza influences plant community structure in succession on spoil banks. Basic and Applied Ecology 8: 510-520
- Püschel D, Rydlová J, Vosátka M., 2007b. The development of arbuscular mycorrhiza in two simulated stages of spoil-bank succession. Applied Soil Ecology 35: 363-369.
- Püschel D, Rydlová J, Vosátka M., 2008. Does the sequence of plant dominants affect mycorrhiza development in simulated succession on spoil banks? Plant and Soil 302: 273-282.
- Pywell, R.F., Webb, N.R., Putwain, P.D., 1994. Soil Fertility and Its Implications for the Restoration of Heathland on Farmland in Southern Britain. Biological Conservation, 70: 169-181.
- Qu G & de Varennes A, "Use of Hydrophilic Insoluble Polymers in the Restoration of Metal-Contaminated Soils," Applied and Environmental Soil Science, vol. 2009, Article ID 790687, 8 pages, 2009. doi:10.1155/2009/790687.
- Qu G., de Varennes A, Cunha-Queda C. 2009. Use of insoluble polyacrylate polymers to aid phytostabilization of mine soils: effects on plant growth and soil characteristics. J Environ Qual. 39: 168-75.
- Reeves, F. B. 1985. Survival of VA mycorrhizal fungi—interactions of secondary succession, mycorrhizal dependency in plants, and resource competition. Pages 110-113 in R. Molina, editor. Proceedings of the 6th North American Conference on Mycorrhizae. Oregon State University: Corvallis.
- Reeves, F. B., and E. F. Redente. 1991. The importance of mutualism in succession. Pages 423-442 in J. Skujins, editor. Semiarid lands and deserts soil resource and reclamation. Marcel Dekker Inc., New York.
- Remy, E. De relatie tussen abiotische bodemcondities, de bodemfauna en de vegetatiesamenstelling van heischrale graslanden onder natuurherstel. Universiteit Gent 2012.
- Reubens, B., D'Haene, K., D'Hose, T., Ruyschaert, G., 2010. Bodemkwaliteit en landbouw: een literatuurstudie. Activiteit 1 van het Interregproject BodemBreed. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO).

- Roelofs, J.G.M., Bobbink, R., Brouwer, E. & De Graaf, M.C.C.D., 1996. Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous sandy soils in the Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 517-542
- Ros, G.H., Ouwehand, G.J., Van der Draai, H., Bussink, D.W., 2013. Naar de ontwikkeling van beslissingsondersteunende systemen voor het bijmesten van gewassen. Nutrienten Management Instituut NMI B.V. Rapport nummer: 1454.N.13.
- Roubickova A, Mudrak O, Frouz J, 2009. Effect of earthworm on growth of late succession plant species in postmining sites under laboratory and field conditions *Biology And Fertility Of Soils* 45(7): 769-774
- Roubícková A., Mudrák O., Frouz J. 2012. The effect of belowground herbivory by wireworms (Coleoptera: Elateridae) on performance of *Calamagrostis epigejos* (L) Roth in post-mining sites. *European Journal of Soil Biology* 50: 51-55.
- Rowe HI, Brown CS and Paschke MW 2009 The Influence of Soil Inoculum and Nitrogen Availability on Restoration of High-Elevation Steppe Communities Invaded by *Bromus tectorum*. *Restoration Ecology* 17, 686-694
- Rowe, H.I, Brown C S, and Claassen V.P. 2007 Comparisons of Mycorrhizal Responsiveness with Field Soil and Commercial Inoculum for Six Native Montane Species and *Bromus tectorum*. *Restoration Ecology* Vol. 15, No. 1, pp. 44-52.
- Runhaar, J., Jalink, M.H., Hunneman, H., Witte, J.P.M., Hennekens, S.M. 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR Water Recycle Institute. Rapport nummer: 09.018.
- Russell W 2014. Topsoil inversion as a tool for restoration of coastal ion of coastal dune scrub habitat in San Francisco, California. *Environ Ecol Managem* 6: 1-12.
- Rydlova, J., D. Püschel, M. Vosatka, and K. Charvatova. 2008. Different effect of mycorrhizal inoculation in direct and indirect reclamation of spoil banks. *J. Appl. Bot. Food Qual.* 82: 15-20.
- Schachtschabel, P., Blume, H.P., Brümmer, G., Hartge, K.H. & Schwertmann, U., 1998. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 14. Auflage. Enke Verlag, Stuttgart.
- Scheu, D. Parkinson, 1994. Effect of invasion of and aspen forest by *Dendrobaena octaedra* (Lumbricidae) on plant growth, *Ecology* 75 2348-2361.J.
- Schoumans, O.F., 2007. Trends in de fosfaattoestand van landbouwgronden in Nederland in de periode 1998-2003. Alterra. Rapport nummer: 1537.
- Schoumans, O.F. and Chardon, W.J., 2015. Phosphate saturation degree and accumulation of phosphate in various soil types in The Netherlands. *Geoderma* 237-238, 325-335.
- Sissingh, H.A., 1971. Analytical technique of the Pw method, used for the assessment of the phosphate status of arable soils in the Netherlands. *Plant and Soil* 34, 483-486
- Sival, F.P. & Chardon, W.J. 2004. Natuurontwikkeling op fosfaatverzadigde gronden: fosfaatonttrekking door een gewas. Alterra. Rapport nummer: 1090.
- Sival, F.P., Chardon, W.J., Van der Werff, M.M., 2004. Natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in relatie tot de beschikbaarheid van fosfaat: evaluatie van verschrallingsmaatregelen. Alterra. Rapport nummer: 951.
- Sival, F.P., Chardon, W.J., Van Rooij, M., 2009. Fosfaat en natuurontwikkeling op voormalige landbouwgronden in de provincie Zeeland. Alterra. Rapport nummer: 1495.
- Six J, Bossuyt H, Degryze S, Denef KA, 2004. History of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res* 79:7-31
- Smeding, F.W. & N. van Eekeren, 2006. Hooi en weinig zaaizaad geven productief natuurperceel. V-focus februari 2006: 14 - 15.
- Smith, R.S., Shiel, R.S., Millward, D., Corkhill, P., 2000. The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: an 8-year field trial. *Journal of Applied Ecology* 37, 1029-1043.
- Smith, S. E., and D. J. Read. 2008. *Mycorrhizal symbiosis*. Academic Press, London, UK.
- Smolders, A., E. Lucassen, H. Tomassen, L. Lamers & J. Roelofs, 2006. De problematiek van fosfaat voor natuurbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 3(4): 5-11.
- Smolders, A.J.P. & Van Mullekom, M., 2010. Korte Broek: verkenning van enkele natuurontwikkelingsmogelijkheden. B-WARE Research Centre. Rapport nummer: 2010.11.
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Van der Aalst, M., Lamers, L.P.M., Roelofs, J.G.M., 2008. Decreasing the Abundance of *Juncus Effusus* on Former Agricultural Lands With Noncalcareous Sandy Soils: Possible Effects of Liming and Soil Removal. *Restoration Ecology*, 16(2): 240-248.
- Smolders, A.J.P., Lucassen, E.C.H.E.T., Van Mullekom, M., Tomassen, H., Brouwer, E., 2009. Ontgronden Op Voormalige Landbouwgronden: Doeltreffend Maar Ook Toereikend? *De Levende Natuur*, 110: 33-38.

- Šnajdr J, Dobiášová P, Urbanová M, Petránková M, Cajthaml T, Frouz J, Baldrian P. 2013. Dominant trees affect microbial community composition and activity in post-mining afforested soils. *Soil Biology & Biochemistry* 56: 105-115.
- Sourkova M, Frouz J, Santruckova H. 2005. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus during soil formation on alder spoil heaps after brown-coal mining, near Sokolov (Czech Republic) *Geoderma* 124: 203-214
- Springett, R. Gray, 1997, The interaction between plant roots and earthworm burrows in pasture, *Soil Biol. Biochem.* 29 621-625
- Strüve-Kusenbergr R, .1981. Sukzession und trophische Struktur der Bodenfauna von Brachlandflächen. *Pedobiologia*, 21, 132-141.
- Sýkora, K.V., Van den Bogert, J.C.J.M., Berendse, F. 2004. Changes in Soil and Vegetation During Dune Slack Succession. *Journal of Vegetation Science*, 15: 209-218.
- Tajovský K, 1990. Diplopoda in secondary soil successional row. In: Minelli, A. (Ed): *Proceedings of the 7th International Congress of Myriopodology*. Brill, Leiden, 229-234.
- Ter Braak, C.J. & Šmilauer, P. 2012. CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 5). Microcomputer Power. Ithaca. USA.
- Tess F. J., van de Voorde, T. Bezemer, M., Van Groenigen, J.W., Jeffery, S. and Mommer, L., 2014. Soil biochar amendment in a nature restoration area: effects on plant productivity and community composition. *Ecological Applications* 24:1167-1177.
- Thompson K., Bakker J.P. & Bakker R.M., 1997. Soil seed banks of North West Europe: Methodology, density and longevity. Cambridge, Cambridge University Press.
- Thompson L., Thomas C.D., Radley J.M.A., Williamson S., Lawton J.H., 1993. The effect of earthworms and snails in a simple plant community, *Oecologia* 95:171-178.
- Tian G, Brussard L, Kang BT, 1993. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions: effects on soil fauna. *Soil. Biol. Biochem.*, 25, 731-737.
- Tilley, M. Karakterisatie van de nutriëntentoestand en de impact van maaibeheer in halfnatuurlijke graslanden. Universiteit Gent 2014.
- Tilman, D., Wedin, D. & Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718-720.
- Timmermans, B., Van Eekeren, N., Finke, E., Smeding, F., 2010a. Evenwichtige verschraving van natuurpercelen. Eindverslag 2007-2009. Louis Bolk Instituut. Rapport nummer: 2010-022 LbP.
- Timmermans, B., Van Eekeren, N., Finke, E., Smeding, F., Bos, M., 2010b. Fosfaat uitmijnen op natuurpercelen met gras/klaver en kalibemesting. Handreiking voor de praktijk. Louis Bolk Instituut. Rapport nummer: 2010-014 LbP.
- Timmermans, B.G.H. & N. Van Eekeren, 2016. Phytoextraction of Soil Phosphorus by Potassium-Fertilized Grass-Clover Swards. *Journal of Environmental Quality* 701-708.
- Tomassen, H., Lucassen, E.C.H.E.T., Roelofs, J.G.M., 2012. Mogelijkheden voor natuurontwikkeling in het Koningsven - De Diepen. Bodem- en hydrochemisch onderzoek, eindrapportage. Onderzoekcentrum B-ware. Rapport nummer: 2012.19.
- Török, K., Szili-Kovács, T., Halassy, M., Tóth, T., Hayek, Zs., Paschke, M.W., Wardell, L.J., 2000. Immobilization of Soil Nitrogen As a Possible Method for the Restoration of Sandy Grassland. *Applied Vegetation Science*, 3: 7-14.
- Vadas, P.A., Krogstad, T. & Sharpley, A.N., 2006. Modeling phosphorus transfer between labile and nonlabile soil pools: Updating the EPIC model. *Soil Science Society of America Journal* 70: 736-743.
- Van Delft, S.P.J., De Groot, W.J.M., Chardon, W.J., 2006. Bemonstering landbouwgronden en bepaling van de beschikbaarheid van fosfaat in verband met voorgenomen natuurontwikkeling. Karakterisering van 7 terreinen in de provincie Limburg. Alterra. Rapport nummer: 1332.
- Van den Berg, L.J.L., Dorland, E., Vergeer, P., Hart, M.A.C., Bobbink, R. & Roelofs, J.C.M., 2005. Decline of acid-sensitive species in heathlands can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist* 166 : 551 - 564.
- Van der Bij A U, Frouz J, van Delft B & van Diggelen R., in prep.. The effect of contrasting restoration measures on above- and belowground community assembly: do initial differences have long-term consequences for community composition?
- Van der Bij A U, Pawlett M, Harris J A, Ritz K & Van Diggelen R., 2016 in press.. Soil microbial community assembly precedes vegetation development after drastic techniques to mitigate effects of nitrogen deposition. *Biological Conservation*. Doi: 10.1016/j.biocon.2016.09.008

- Van der Bij, A.U., Frouz, J. en Van Diggelen, R. 2013. Analyse ontwikkelingsmogelijkheden van droge heischrale graslanden in "De Liereman". Rapport Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, ECOBE 013-R166.
- Van der Heijden, M.G.A., Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A. & Sanders, I.R. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396: 69-72.
- Van der Paauw, F., Sissingh, H.A. and Ris, J. 1971. An improved method of water extraction for the assessment of availability of soil phosphate : Pw value. Institute for Soil Fertility, Wageningen.
- Van der Putten, W.H., Van Dijk, C. & Peters, B.A.M. 1993. Plant-Specific Soil-Borne Diseases Contribute to Succession in Foredune Vegetation. *Nature* 362: 53-56.
- Van de Voorde, T. F. J., W. H. van der Putten, T. M. Bezemer., 2012. Soil inoculation method determines the strength of plant-soil interactions. *Soil Biology & Biochemistry* 55:1-6.
- Van der Wal A, van Veen JA, Pijl A S, Summerbell R C, de Boer W., 2006. Constraints on development of fungal biomass and decomposition processes during restoration of arable sandy soils. *Soil Biology & Biochemistry* 38 2890-2902
- Van Diggelen, R., 2014. Mogelijkheden tot het creëren van nutriëntenarme situaties in de Steertse Heide. Hfdst. In Beheerplan Kalmthoutse Heide (in press).
- Van Diggelen, R., van den Burg, J., Dijkstra, J.P., Verheijen, B. & Slot, B., 2008. Experimentele monitoring Midden Groningen. Eindrapportage. Rapport Stichting Willem Beijerinck Biologisch Station, Loon & Basiseenheid COCON, Rijksuniversiteit te Groningen.
- Van Diggelen, R., Verbeek, S., Grootjans, A.P., Van den Burg, G.J. & Klooker, J. 2000. Natuurontwikkeling in Midden-Groningen. Rapport Laboratorium voor Plantenecologie/Dienst Landelijk Gebied Regio Groningen/ Everts & De Vries ecologisch advies & onderzoek, Groningen, 44 pp., 9 Bijl.
- Van Eekeren, N., Iepema, G., Smeding, F., 2007. Natuurherstel in Grasland Door Klaver En Kalibemesting. *De Levende Natuur*, 108(1): 27-31.
- Van Mullekom, M. & Smolders, A.J.P., 2015. Bodemchemie Onderlaatste Laak. Analyses in het kader van een integrale evaluatie. Onderzoekcentrum B-WARE. Rapport nummer: 2015.22.
- Van Mullekom, M., Smolders, A.J.P., Brouwer, E., Roelofs, J.G.M., 2007. Onderzoek naar de kansen voor natuurontwikkeling in het Wisselse Veen. B-WARE Research Centre. Rapport nummer: 2006.09d.
- Van Mullekom, M., Smolders, A.J.P., Timmermans, B., 2013. Bodem- en hydrochemisch onderzoek naar de natuurontwikkelingsmogelijkheden op voormalige landbouwgronden in het Binnenveld. Onderzoeksgroep B-ware. Rapport nummer: 2013.39.
- Van Mullekom, M., Smolders, A.J.P., Timmermans, B., 2014. Van landbouw naar natuur. Een efficiënte en effectieve aanpak. Onderzoekcentrum B-WARE en het Louis Bolk Instituut.
- Van Noppen, F., Bosch, M., Wubs, J., Haanstra, L., Verbaan, W., Van Houwelingen, D., Philippona, J., Van Ekeris, R., Van der Putten, W.H., Bezemer, M.T., 2015. Afgraven, Bodemtransplantaties En Uitstrooien Van Maaisel Op Voormalige Landbouwgronden: Het Reijerscamp Experiment. *De Levende Natuur*, 116(5): 222-227.
- Van Rhee, J.A., 1969. Inoculation of earthworms in a newly drained polder. *Pedobiologia* 9: 128-132.
- Van Wesemael, B., 1992. Soil organic matter in mediterranean forests and its implications for nutrient cycling and weathering of acid, low-grade metamorphic rocks. PhD thesis University of Amsterdam.
- Veer, M.A.C. 1997. Nitrogen Availability in Relation to Vegetation Changes Resulting From Grass Encroachment in Dutch Dry Dunes. *Journal of Coastal Conservation*, 3: 41-48.
- Vergeer, P., van den Berg, L.J.L., Baar, J., Ouborg, N.J. & Roelofs, J.G.M. 2006. The effect of turf cutting on plant and arbuscular mycorrhizal spore recolonisation: Implications for heathland restoration. *Biological Conservation* 129: 226-235.
- Verhagen, R. Changing Land Use. Restoration perspectives of low production communities on agricultural fields after top soil removal. PhD Thesis Rijksuniversiteit Groningen 2007.
- Verhagen, R., Van Diggelen, R., Bakker, J.P., 2003. Natuurontwikkeling op minerale gronden. Veranderingen in de vegetatie en abiotische omstandigheden gedurende de eerste tien jaar na ontgronden. Rijksuniversiteit Groningen.
- Vogels, J., M. Weijters, R.-J. Bijlsma, R. de Waal, R. Bobbink & H. Siepel, 2016. Fosfaattoevoeging heide. 2016/OBN207-DZ, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen, 114 pp..
- Voorde, T.F.J., van der Putten, W.H. & Bezemer, T.M. 2012. Soil inoculation method determines the strength of plant-soil interactions. *Soil Biology & Biochemistry* 55: 1-6.

- Walker TW and Syers JK 1976 The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma* 15: 1-19.
- Walker, K.J., Stevens, P.A., Stevens, D.P., Mountford, J.O., Manchester, S.J., Pywell, R.F., 2004. The Restoration and Re-Creation of Species-Rich Lowland Grassland on Land Formerly Managed for Intensive Agriculture in the UK. *Biological Conservation*, 119: 1-18.
- Wang, C.Y., Zhang, Y., Li, H.L. and Morrison, R.J., 2013. Sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in sediment. *Limnology* 14, 147-157.
- Wanner, M. and W. Dunger. 2002. Primary immigration and succession of soil organisms on reclaimed opencast coal mining areas in eastern Germany. *European Journal of Soil Biology* 38: 137-143.
- Wardle, D.A., Bardgett, R.D., Klironomos, J.N., Setälä, H., van der Putten, W.H. & Wall, D.H. 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science* 304: 1629-1633.
- Wassen, M.J., Venterink, H.O., Lapshina, E.D. & Tanneberger, F. 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437: 547-550.
- Waterhouse BR, Boyer S, Adair KL, Wratten SD 2014. Using municipal biosolids in ecological restoration: What is good for plants and soil may not be good for endemic earthworms. *Ecological Engineering* 70, 414-421.
- Weijters, M. et al., 2005. Onderzoek P-rijkdom inrichtingsgebied Elsenerbeek. B-WARE/ Dienst Landelijk gebied.
- Weijters, M. & Bobbink, R., 2008. Bodemchemisch vooronderzoek Noordenveld en Kloosterveld (Nationaal Park Dwingelderveld). B-WARE Research Centre.
- Weijters, M., A. Vander Bij, R. Bobbink, R. van Diggelen, J. Harris, M. Pawlett, J. Frouz, A. Vliegthart & R. Vermeulen, 2015. Praktijkproef heideontwikkeling op voormalige landbouwgrond in het Noordenveld : resultaten 2011-2014. Rapport provincie Drenthe/VBNE, 144 pp.
- Werger, M.J.A., Prentice, I.C. & Helsper, H.P.H., 1985. The Effect of Sod-Cutting to Different Depths on Calluna Heathland Regeneration. *Journal of Environmental Management* 20: 181-188.
- Williams, B.L. & Silcock, D.J. 2001. Does nitrogen addition to raised bogs influence peat phosphorus pools? *Biogeochemistry* 53: 307-321.
- Williamson, J.H. Lawton, 2013., The effect of earthworms and snails in a simple plant community, *Oecologia* 95: 171-178.
- Willis J.M. & Hester M.W., 2008. Evaluation of Enhanced *Panicum amarum* Establishment through Fragment Plantings and Humic Acid Amendment. *Journal of Coastal Research* 24 263 – 268.
- Wilson, G. W. T., and D. C. Hartnett. 1998. Interspecific variation in plant responses to mycorrhizal colonization in tallgrass prairie. *American Journal of Botany* 85:1732-1738.
- Wilson, S. D., and A. K. Gerry. 1995. Strategies for mixedgrass prairie restoration: herbicide, tilling, and nitrogen manipulation. *Restoration Ecology* 3:290-298.
- Wubs, E.R.J., van der Putten, W.H., Bosch, M. & Bezemer, T.M. 2016. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. *Nature Plants* 2.

Bijlage 4: Lijst van doelplantensoorten van schrale natuurdoelen

Soort	doelsoorten schrale natuurdoelen	Caricion nigrae	Caricion davallianae	Ericion tetralicis	Calluno-Geniston pilosae	Empetron nigrae	Nardo-Galion saxatilis	Corynephorion canescens	Thero-Airion	Plantagini-Festucion	Tortulo-Koelerion	Polygalo-Koelerion	Junco-Molinion	Cynosurion cristati	Calthion	Hydrocotylo-Baldellion	Soort
Agrostis canina	1	1											1	1	1		Moerasstruisgras
Agrostis capillaris	1						1			1		1		1			Gewoon struisgras
Aira caryophyllea	1								1	1							Zilverhaver
Aira praecox	1							1	1	1	1	1					Vroege haver
Anagallis minima	1		1														Dwergbloem
Anagallis tenella	1		1														Teer guigelheil
Antennaria dioica	1				1		1			1		1					Rozenkransje
Anthyllis vulneraria	1										1	1					Wondklaver
Apium inundatum	1															1	Ondergedoken moerasscherm
Arabis hirsuta	1											1					Ruige en Pijlscheefkelk
Arenaria serpyllifolia	1										1	1					Gewone zandmuur
Arnica montana	1			1	1		1										Valkruid
Avenula pubescens	1									1	1	1		1			Zachte haver
Botrychium lunaria	1						1					1					Gelobde maanvaren
Briza media	1						1						1	1			Beventjes
Calluna vulgaris	1			1	1	1	1								1		Struikhei
Caltha palustris	1																Dotterbloem
Campanula rotundifolia	1						1			1				1			Grasklokje
Carex arenaria	1					1		1		1	1	1					Zandzegge
Carex caryophyllea	1						1					1		1			Voorjaarszegge
Carex curta	1	1															Zompzegge
Carex diandra	1	1	1										1				Ronde zegge
Carex dioica	1		1										1				Tweehuizige zegge
Carex echinata	1	1											1		1		Sterzegge
Carex ericetorum	1						1										Heidezegge
Carex flacca	1		1				1							1			Zeegroene zegge
Carex hirta	1													1			Ruige zegge
Carex hostiana	1		1										1				Blonde zegge
Carex lasiocarpa	1	1	1										1				Draadzegge
Carex nigra	1	1	1	1									1		1		Zwarte zegge
Carex nigra x trinervis	1																Zwarte x Drienvervige zegge
Carex oederi	1		1										1		1	1	Geelgroene zegge en Dwergzegge
Carex panicea	1	1	1				1								1		Blauwe zegge
Carex pilulifera	1				1		1										Pilzegge
Carex pulicaris	1		1										1				Vlozegge

Soort	doelsoorten schrale doelvegetatie	Caricion nigrae	Caricion davallianae	Ericion tetralicis	Calluno-Genistion pilosae	Empetrium nigrae	Nardo-Galion saxatilis	Corynephorion canescens	Thero-Airion	Plantagin-Festucion	Tortulo-Koelerion	Polygalo-Koelerion	Junco-Molinion	Cynosurion cristati	Calthion	Hydrocotylo-Baldellion	Soort
Carex rostrata	1	1	1													1	Snavelzegge
Carex trinervis	1	1	1	1		1	1										Drienvervige zegge
Centaurea jacea	1						1						1	1			Knoopkruid
Centaureum erythraea	1						1							1			Echt duizendguldenkruid
Centaureum littorale	1		1														Strandduizendguldenkruid
Cerastium arvense	1									1	1	1					Akkerhoornbloem
Cerastium semidecandrum	1										1	1					Zandhoornbloem
Cirsium dissectum	1												1				Spaanse ruiter
Cirsium palustre	1		1										1		1		Kale jonker
Corynephorus canescens	1							1		1	1						Buntgras
Cuscuta epithymum	1				1		1					1					Klein warkruid
Cynosurus cristatus	1													1	1		Kamgras
Dactylorhiza incarnata	1		1										1				Vleeskleurige orchis
Dactylorhiza maculata	1		1	1			1						1		1		Gevlekte orchis
Dactylorhiza majalis s. majalis	1												1		1		Brede orchis
Dactylorhiza praetermissa	1	1	1										1		1		Riet orchis
Danthonia decumbens	1			1	1		1			1			1			1	Tandjesgras
Deschampsia setacea	1																Moerassmele
Dianthus deltoides	1									1							Steenanjer
Drosera intermedia	1			1												1	Kleine zonnedauw
Drosera rotundifolia	1	1	1	1									1				Ronde zonnedauw
Echinodorus ranunculoides	1															1	Stijve moerasweegbree
Eleocharis multicaulis	1															1	Veelstengelige waterbies
Eleocharis quinqueflora	1		1														Armbloemige waterbies
Empetrum nigrum	1			1	1	1											Kraaihei
Epilobium palustre	1	1	1												1		Moerasbasterdwederik
Epipactis palustris	1																Moeraswespenorchis
Equisetum palustre	1		1										1		1		Lidrus
Equisetum variegatum	1		1														Bonte paardenstaart
Erica tetralix	1			1	1	1	1										Gewone dophei
Eriophorum angustifolium	1	1		1									1				Veenpluis
Erodium lebelii	1							1			1						Kleverige reigersbek
Eryngium campestre	1									1				1			Echte kruisdistel
Euphrasia stricta	1		1			1	1			1	1	1			1		Stijve ogentroost
Festuca filiformis	1					1	1	1		1	1	1					Fijn schapengras
Filago minima	1						1	1		1							Dwergviltkruid
Galium mollugo	1									1	1	1					Glad walstro
Galium saxatile	1				1		1										Liggend walstro
Galium uliginosum	1		1										1		1		Ruw walstro

Soort	doelsoorten schrale doelvegetatietypen	Caricion nigrae	Caricion davallianae	Ericion tetraltis	Calluno-Geniston pilosae	Empetron nigrae	Nardo-Gallon saxatilis	Corynephorion canescens	Thero-Airion	Plantagini-Festucion	Tortulo-Koelerion	Polygalo-Koelerion	Juncus-Molinion	Cynosurion cristati	Calthion	Hydrocotylo-Baldellion	Soort
Galium verum	1									1	1	1					Geel walstro
Genista anglica	1		1	1	1	1	1						1				Stekelbrem
Genista pilosa	1				1		1			1							Kruipbrem
Gentiana cruciata	1										1	1					Kruisbladgentiaan
Gentiana pneumonanthe	1		1	1			1						1				Klokjesgentiaan
Gentianella amarella	1		1														Slanke gentiaan
Gnaphalium luteo-album	1																Bleekgele droogbloem
Gnaphalium sylvaticum	1						1										Bosdroogbloem
Gymnadenia conopsea	1		1										1				Grote muggenorchis
Hieracium laevigatum	1						1										Stijf havikskruid
Hieracium pilosella	1						1			1		1					Muizenoor
Hieracium umbellatum	1					1	1	1			1	1					Schermhavikskruid
Hieracium vulgatum	1						1										Dicht havikskruid
Hydrocotyle vulgaris	1	1	1	1									1		1	1	Gewone waternavel
Hypericum elodes	1																Moerashertshooi
Hypericum humifusum	1																Liggend hertshooi
Hypericum quadrangulum	1		1												1		Gevleugeld hertshooi
Hypochaeris radicata	1						1			1	1	1					Gewoon biggenkruid
Jasione montana	1					1		1		1	1						Zandblauwtje
Juncus acutiflorus	1	1	1										1		1		Veldrus
Juncus alpinoarticulatus	1	1	1	1			1										Duinrus en Alpenrus
Juncus alpinoarticulatus s. atricapillus	1	1	1														Duinrus s.s.
Juncus articulatus	1	1	1												1	1	Zomprus
Juncus conglomeratus	1	1		1									1		1		Biezenknoppen
Juncus filiformis	1	1													1		Draadrus
Juncus inflexus	1		1												1		Zeegroene rus
Juncus squarrosus	1			1	1		1										Trekrus
Juncus subnodulosus	1	1	1										1		1		Paddenrus
Koeleria macrantha	1										1	1					Smal fakkelgras
Leontodon hispidus	1						1							1			Kleine leeuwentand
Leontodon saxatilis	1		1							1	1	1			1		Kleine leeuwentand
Linum catharticum	1						1					1		1			Geelhartje
Littorella uniflora	1															1	Oeverkruid
Lotus corniculatus	1					1	1			1		1		1			Gewone en Rechte rolklaver
Lotus uliginosus	1		1										1		1		Moerasrolklaver
Luronium natans	1															1	Drijvende waterweegbree
Luzula campestris	1						1			1	1	1			1		Gewone veldbies
Luzula multiflora	1	1	1			1	1						1		1		Veelbloemige veldbies s.l.

Soort	doelsoorten schrale doelvegetatie	Caricion nigrae	Caricion davallianae	Ericion tetralicis	Calluno-Genistion pilosae	Empetrium nigrae	Nardo-Galion saxatilis	Corynephorion canescens	Thero-Airion	Plantagin-Festucion	Tortulo-Koelerion	Polygalo-Koelerion	Junco-Molinion	Cynosurion cristati	Calthion	Hydrocotylo-Baldellion	Soort
Lychnis flos-cuculi	1	1											1	1	1		Echte koekoeksbloem
Lycopodium clavatum	1				1												Grote wolfsklauw
Lycopodium inundatum	1			1			1										Moeraswolfsklauw
Lycopodium tristachyum	1				1												Kleine wolfsklauw
Lythrum portula	1															1	Waterpostelein
Lythrum salicaria	1	1	1										1		1		Grote kattenstaart
Menyanthes trifoliata	1	1	1										1		1		Waterdrieblad
Myosotis ramosissima	1										1	1					Ruw vergeet-mij-nietje
Nardus stricta	1			1	1		1						1				Borstelgras
Narthecium ossifragum	1		1	1													Beenbreek
Ononis repens s. repens	1										1	1		1			Kruipend stalkruid
Ornithopus perpusillus	1									1							Klein vogelpootje
Osmunda regalis	1	1															Koningsvaren
Oxycoccus palustris	1			1													Kleine veenbes
Parnassia palustris	1		1										1				Parnassia
Pedicularis palustris	1	1	1										1		1		Moeraskartelblad
Pedicularis sylvatica	1		1	1			1						1				Heidekartelblad
Peucedanum palustre	1	1	1										1				Melkeppe
Phleum arenarium	1										1	1					Zanddoddegras
Picris hieracioides	1										1	1					Echt bitterkruid
Pilularia globulifera	1															1	Pilvaren
Pimpinella saxifraga	1						1			1		1		1			Kleine bevernel
Pinguicula vulgaris	1		1	1									1				Vetblad
Platanthera bifolia	1			1			1						1				Welriekende nachtorchis
Polygala serpyllifolia	1			1			1						1				Liggende vleugeltjesbloem
Polygala vulgaris	1						1					1					Gewone vleugeltjesbloem s.l.
Polypodium vulgare	1					1						1					Gewone eikvaren
Potamogeton polygonifolius	1															1	Duizendknoopfonteinkruid
Potentilla argentea	1			1						1							Viltganzerik
Potentilla erecta	1		1	1			1						1				Tormentil
Potentilla palustris	1	1															Wateraardbei
Pyrola rotundifolia	1		1			1						1					Rond wintergroen
Radiola linoides	1		1				1										Dwergvlas
Ranunculus bulbosus	1									1		1		1			Knobloterbloem
Ranunculus flammula	1	1	1										1		1	1	Egelboterbloem
Ranunculus ololeucos	1															1	Witte waterranonkel
Rhinanthus angustifolius	1		1									1	1		1		Grote ratelaar
Rhinanthus minor	1						1					1			1		Kleine ratelaar
Rhynchospora alba	1			1													Witte snavelbies

Soort	doelsoorten schrale doelvegetatietypen	Caricion nigrae	Caricion davallianae	Ericion tetralicis	Calluno-Geniston pilosae	Empetron nigrae	Nardo-Gallon saxatilis	Corynephorion canescens	Thero-Airion	Plantagini-Festucion	Tortulo-Koelerion	Polygalo-Koelerion	Junco-Molinion	Cynosurion cristati	Calthion	Hydrocotylo-Baldellion	Soort
Rhynchospora fusca	1			1													Bruine snavelbies
Rosa pimpinellifolia	1				1						1	1					Duinroosje
Sagina nodosa	1		1														Sierlijke vetmuur
Salix repens	1		1	1		1						1	1				Kruipwilg
Samolus valerandi	1		1													1	Waterpunge
Satureja acinos	1										1	1					Kleine steentijm
Saxifraga tridactylites	1										1	1					Kandelaartje
Schoenus nigricans	1		1														Knopbies
Scirpus cespitosus	1			1	1		1										Veenbies
Scirpus fluitans	1															1	Vlottende waterbies
Scleranthus perennis	1						1			1							Overblijvende hardbloem
Scorzonera humilis	1				1												Kleine schorseneer
Scutellaria minor	1	1					1								1		Klein glidkruid
Sedum acre	1										1	1					Muurpeper
Senecio jacobaea	1										1	1					Jakobskruid s.l.
Silene nutans	1										1	1					Nachtsilene
Spergula morisonii	1							1									Heidespurrie
Spiranthes spiralis	1						1							1			Herfstschroeforchis
Stellaria palustris	1	1													1		Zeegroene muur
Succisa pratensis	1						1						1				Blauwe knoop
Taraxacum celticum	1						1					1					Schraallandpaardenbloem
Taraxacum laevigatum	1										1	1					Zandpaardenbloem
Taraxacum palustre	1		1										1		1		Moeraspaardenbloem
Teesdalia nudicaulis	1							1		1							Klein tasjeskruid
Thymus pulegioides	1										1	1					Grote tijm
Thymus serpyllum	1									1							Wilde tijm
Trifolium arvense	1									1		1					Hazenpootje
Trifolium ornithopodioides	1									1							Vogelpootklaver
Trifolium scabrum	1									1	1	1					Ruwe klaver
Trifolium striatum	1									1							Gestreepte klaver
Valeriana dioica	1		1										1		1		Kleine valeriaan
Veronica arvensis	1										1	1					Veldereprijs
Veronica officinalis	1					1	1			1	1	1					Mannetjesereprijs
Veronica scutellata	1	1													1	1	Schildereprijs
Vicia lathyroides	1					1				1	1	1					Lathyruswikke
Viola canina	1					1	1	1		1		1	1				Hondsviooltje
Viola curtisii	1							1				1	1				Duinviooltje
Viola palustris	1	1	1										1		1		Moerasviooltje



Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door
het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12

Princenhof Park 9
3972 NG Driebergen
0343-745250

drs. W.A. (Wim) Wiersinga
Adviseur Plein van de kennis/
Programmaleider Kennisnetwerk OBN
0343-745255 / 06-38825303
w.wiersinga@vbne.nl

M. (Mark) Brunsveld MSc
Programma-medewerker OBN
0343-745256 / 06-31978590
m.brunsveld@vbne.nl