

Kennisnetwerk OBN

Duurzaamheid van basenminnende schraallanden in kwelzones

Monitoring 1989-2020 Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten



Duurzaamheid van basenminnende schraallanden in kwelzones

**Monitoring 1989-2020 Stroothuizen, Punthuizen en
Lemselermaten**

Drs. C.J.S. Aggenbach - KWR Water Research Institute



©2021 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport Monitoring OBN-28-BE
Driebergen, 2021

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12 en het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

*Wijze van citeren: Aggenbach, C.J.S., 2021. **Duurzaamheid van basenminnende schraallanden in kwelzones**. Monitoring 1989-2020 Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten. Rapport nummer OBN-28-BE, VBNE, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling Drs. C.J.S. Aggenbach – KWR Water Research Institute

Foto voorkant Nat schraalland Lemselermaten. Foto: C.J.S. Aggenbach

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres: Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen
Telefoon: 0343-745250
E-mail: info@vbne.nl

Inhoud

Samenvatting	5
1. Inleiding	10
1.1 Achtergrond	10
1.2 Onderzoeksvragen	11
1.3 Dankwoord	11
2. Aanpak	12
2.1 Meetlocaties	12
2.2 Bodemchemie	14
2.3 Bovengrondse biomassa en nutriënten	17
2.4 Vegetatie-opnamen in permanente kwadraten	17
3. Resultaten	20
3.1 Zuurgraadbuffering	20
3.2 Ontwikkeling organisch stof en basenrijkdom	22
3.2.1 Stroothuizen	22
3.2.2 Punthuizen	27
3.2.3 Lemselermaten	31
3.3 Ontwikkeling vegetatie	37
3.3.1 Stroothuizen	37
3.3.2 Punthuizen	40
3.3.3 Lemselermaten	42
3.4 Samenhang ontwikkeling vegetatie en basentoestand	46
3.5 Potentiële verzuringscapaciteit	50
3.6 Potentiële afvoer basische kationen door maaien	51
4. Conclusies	53
4.1 Ontwikkeling van de basenverzadiging en bodem-pH	53
4.2 Vegetatieontwikkeling van natte schraallanden in samenhang met ontwikkeling van basentoestand	59
4.3 Potentiële verzuringscapaciteit	60
4.4 Uitputting voorraad basische kationen door maaien	61

5. Aanbevelingen	63
6. Literatuur	66
Bijlage 1: Indeling ecologische soortgroepen	68

Samenvatting

Aanleiding

In (voorheen) grondwatergevoede, basenminnende schraallanden in beekdalen is verzuring sinds de jaren '80 onderkent als een groot knelpunt voor de achteruitgang van de vegetatie. In het kader van de regeling Effectgerichte Maatregelen tegen Verzuring (EGM) werd in de jaren '90 dit knelpunt aangepakt met plaggen en waar mogelijk herstel van de waterhuishouding in natuurterreinen. Na plaggen bepaalt de balans tussen aanvoer van basen door grondwatertoevoer en toename van de kationadsorptiecapaciteit door accumulatie van organische stof of basenrijke condities duurzaam zijn. Daarnaast kan in droge perioden oxidatie van sulfiden zorgen voor verzuring en uitloging van basen. Dit is op zowel geplagde als niet geplagde locaties een risico in kwelgebieden die actueel of in het verleden belast zijn met veel sulfaat en daardoor sulfiden in de bodem hebben geaccumuleerd.

Wegens onzekerheden over de accumulatiesnelheid van organische stof, de aanvoerflux van basen door grondwater en de opbouw van verzuringscapaciteit is de ontwikkeling van de basenverzadiging en bodem-pH in grondwatergevoede schraallanden dynamisch en onzeker op zowel een korte als lange termijn. Om deze reden zijn een 9-tal oude EGM/OBN monitoringslocaties in 2020 opnieuw opgenomen. Het betreft meetlocaties in Noordoost-Twente in de natuurreservaten Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten. De heropname in 2020 verlengde de bestaande meetreeksen, wat unieke tijdreeksen oplevert van maar liefst 26 tot 32 jaar van organische stof en basentoestand van de bodem en de vegetatie. Het betreft 7 geplagde en 2 niet geplagde locaties.

Onderzoeksvragen

1. Hoe hangt de ontwikkeling van de basenverzadiging en bodem-pH samen met de ontwikkeling van de voorraden van organische stof en basen in de bodemtoplaag? En welke factoren hierop van invloed?
2. Hoe hangt de vegetatieontwikkeling van natte schraallanden samen met de ontwikkeling van de basentoestand van de bodem?
3. Hoe groot is de potentiële verzuringscapaciteit van de bodemtoplaag als gevolg van geaccumuleerde sulfiden?
4. Hoe groot is de potentiële afvoer van basische kationen door maaien en afvoer van bovengrondse biomassa en hoe verhoudt zich dat met de basenbuffercapaciteit van de bodemtoplaag?

Aanpak

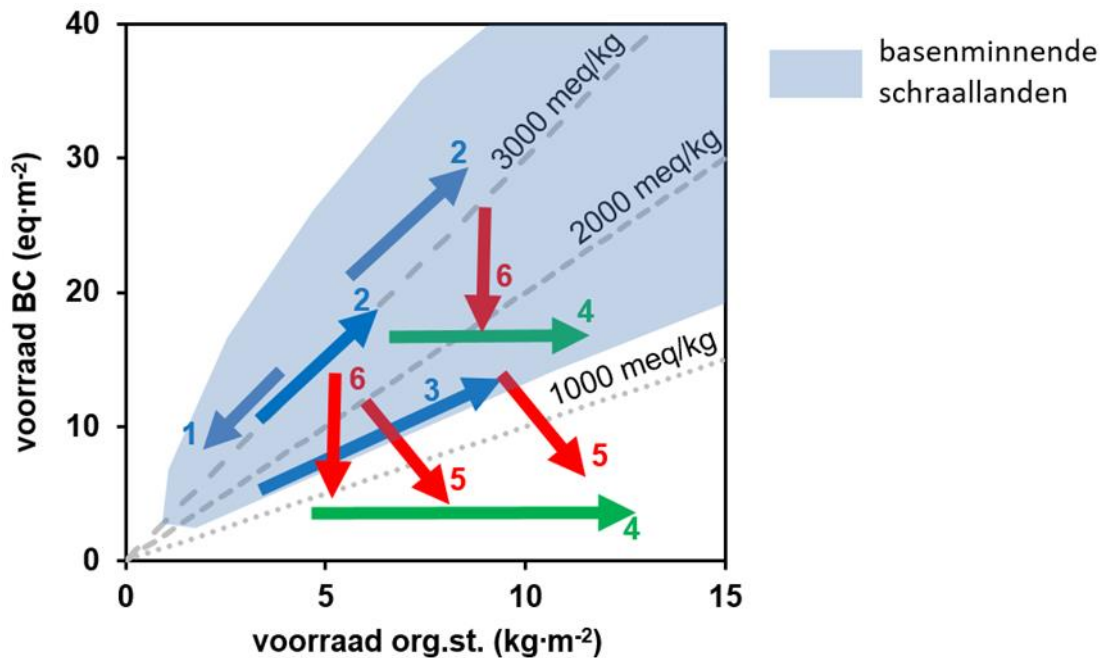
De metingen zijn gestart in de periode 1990 tot 1994 en eindigden in 2020. In het begin waren de metingen frequenter dan later. Op de locaties zijn in diverse jaren bodemchemische metingen verricht aan de minerale toplaag (0-10 cm) en indien aanwezig ook aan de strooisellaag. Gemeten zijn de droge bulk dichtheid, het organisch stofgehalte, uitwisselbaar Ca en Mg, pH-H₂O, pH-KCl en in 2020 ook totaal Ca, Mg en S. Op basis van deze metingen is de ontwikkeling van de basenverzadiging en zuurgraad geëvalueerd in relatie tot de ontwikkeling van de voorraad organische stof (en daarmee de omvang van het kationuitwisselingscomplex) en basen (Ca+Mg). Tevens is met behulp van S-totaal metingen en het meten van de zuurproductie in een verdrogingsproef de potentiële verzuringscapaciteit bepaald. De soortensamenstelling en structuur van de vegetatie zijn opgenomen en geëvalueerd op veranderingen in het aandeel van ecologische soortgroepen en het aantal basenminnende doelsoorten.

Deze vervolgmonitoring heeft de volgende bevindingen (gegroepeerd per onderzoeksvraag) opgeleverd:

Hoe hangt de ontwikkeling van de basenverzadiging en bodem-pH samen met de ontwikkeling van de voorraden van organische stof en basen in de bodemtoplaag? En welke factoren hierop van invloed?

De ontwikkeling van de basenverzadiging kan verlopen via de volgende processen (figuur 1):

1. afname voorraad organische stof door afbraak en afname basen door uitloging -> basenverzadiging blijft hoog;
2. toename voorraad organisch stof, toename voorraad basen; de aanvoerflux van basen door grondwatertoevoer is groter dan de toename van de kationadsorptiecapaciteit -> de basenverzadiging blijft hoog;
3. toename voorraad organische stof, toename voorraad basen; de aanvoerflux van basen door grondwatertoevoer is geringer dan de toename van de kationadsorptiecapaciteit -> de basenverzadiging blijft matig hoog;
4. toename voorraad organische stof, voorraad basen blijft gelijk -> afname basenverzadiging
5. toename voorraad organische stof, afname basenvoorraad door uitloging -> afname basenverzadiging;
6. voorraad organische stof blijft gelijk, afname voorraad basen door uitloging -> afname basenverzadiging.



Figuur 1. Schematische weergave van processen die de basentoestand in natte schraallanden beïnvloeden. De voorraden van organische stof en basische kationen (BC) betreft die in de bodemtoplaag (0-10 cm minerale laag + eventuele strooisellaag). De stippellijnen geven waarden 1000, 2000 en 3000 meq/kg voor ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof weer als proxy voor de basenverzadiging. Het blauwe vlak geeft een indicatie voor het voorkomen van basenminnende schraallanden in het domein van een relatief hoge basenverzadiging.

Op basis van bovenstaande processen kan worden afgeleid dat het gecombineerde effect van verandering van organische stofvoorraad, mate waarin basen (vooral calcium en in minder mate magnesium) door grondwater worden aangevoerd en de mate waarin basen kunnen uitlogen bepalend zijn of een matig hoge tot hoge basenverzadiging zich in schraallanden kan handhaven of dat de basenverzadiging afneemt.

Door tijdelijke afbraak van organische stof in de eerste jaren na plaggen kan een hoge basenverzadiging in stand blijven (proces 1). Bij de processen 2 en 3 neemt de basenvoorraad in de bodemtoplaag toe door aanvoer van basenrijk grondwater.

De kwelfluxen (0.2 tot 2.4 mm/d) die daarvoor nodig zijn, vallen in de range van in beekdalen gemeten en berekende waarden.

Een hoge basenverzadiging kan bij een bepaalde accumulatiesnelheid van organische stof alleen in stand blijven wanneer de aanvoer van basen dusdanig groot is, dat nieuwgevormde kationadsorptiecapaciteit grotendeels met basen wordt bezet (proces 2). De bodemtoplaag ontvangt dan door een hoge kwelflux een overmaat aan basen die daar niet volledig kunnen binden omdat het kationadsorptiecomplex al een hoge basenverzadiging heeft. Bij een zwakke aanvoerflux van basen en gelijktijdige (hoge) accumulatie van organische stof wordt geen hoge basenverzadiging bereikt. Dit betreft locaties met periodieke kwel en netto infiltratie. Hier is in de bodem (al dan niet periodiek) een neerslaglens aanwezig en bereikt het baserijk grondwater dat periodiek omhoog stroomt slechts in geringe mate de bodemtoplaag.

Processen waarbij de basenverzadiging afneemt door uitloging (nummer 5 en 6) of door het stoppen van de aanvoer van basen bij organisch stof accumulatie (nummer 4) treden opvallend genoeg op aan het einde van meetreeksen in de periode 2009-2020. Recente droge perioden spelen hierbij zeer vermoedelijk een belangrijke rol. Er zijn ook afgelopen 20 jaar geen grootschalige veranderingen in de waterhuishouding doorgevoerd. Het verlagingseffect van droogte op de waterstand kan wel versterkt zijn door extra onttrekkingen voor beregening en waterwinning in droge perioden. Door de lage zomergrondwaterstand kan in de bodemtoplaag veel zuur (H^+) zijn geproduceerd door oxidatie van sulfiden, waardoor basen van het adsorptieoppervlak zijn verdrongen. Het betreft locaties die toestroming van sulfaatrijk grondwater hadden en deels nog hebben. Daarnaast betreft het locaties die in het verleden en periodiek nog steeds instroom van sulfaatrijk oppervlaktewater hadden. Verder hebben de kwelzones waarin de onderzoekslocaties liggen, ook sulfiden kunnen accumuleren als gevolg van een hoge atmosferische zwaveldepositie in het verleden. Hoelang herstel van een hoge basenverzadiging na de (sterke) uitloging duurt is onzeker.

Vermindering van kwel kan ook hebben bijgedragen aan de afname van de basenverzadiging in de Lemselermaten in de periode 2009-2019. Deze afname is opmerkelijk omdat de locaties op de beekdalhelling normaal gesproken in de winter sterke toestroming van baserijk grondwater hadden. Het laatste meetmoment was vlak na twee extreem droge zomers (2018, 2019) en als gevolg van deze droogte zijn stijghoogte en daarmee de kwelflux in de winters van 2018/2019 en 2019/2020 vermoedelijk verlaagd. De ontwikkeling van de vegetatie indiceert ook verdroging.

Opmerkelijk is dat afname van de basenverzadiging in relatief veel gevallen (zes locaties) (nog) niet gepaard gaat met een daling van de bodem-pH. Op twee locaties is wel een sterke daling van de pH opgetreden en op één locatie een zwakke.

Hoe hangt de vegetatieontwikkeling van natte schraallanden samen met de ontwikkeling van de basentoestand van de bodem?

Afname van de basenverzadiging door de processen 4, 5 en 6 kan leiden tot het verdwijnen van basenminnende vegetatie (figuur 1). Afname van de basenverzadiging naar lage waarden gaat op de locaties in Stroothuizen gepaard met een ontwikkeling van basenminnende schraallandvegetatie naar een zuurminnende vegetatie. De aanwezigheid van basenminnende vegetatie besloeg hier 10 tot 15 jaar na plaggen. Basenminnende doelsoorten waren hier vooral in de eerste periode na plaggen aanwezig. In Punthuizen en Lemselermaten handhaafde basenminnende schraallanden zich op zowel geplagde als niet geplagde locaties bij een afnemende basenverzadiging. De afname van basenverzadiging leidt hier niet tot het volledig verdwijnen van basenminnende vegetatie, maar wel tot een afname van het aantal basenminnende doelsoorten op een deel van de locaties. Een verklaring hiervoor is dat de basenverzadiging nog geen lage waarden heeft bereikt. Ook is op diverse locaties nog geen daling van bodem-pH opgetreden. Niettemin kan op termijn de lagere basenverzadiging in Punthuizen en Lemselermaten een negatieve factor zijn voor de instandhouding van basenminnende schraallandvegetatie.

Geconcludeerd kan worden dat basenrijke condities en basenminnende schraallandvegetatie in een netto infiltrerend systeem als Stroothuizen niet duurzaam zijn en bij systemen met sterke kwel als Punthuizen en Lemselermaten onder druk staat door uitloging van basen in droge perioden.

Hoe groot is de potentiële verzuringscapaciteit van de bodemtoplaag als gevolg van sulfiden?

De potentiële verzuringscapaciteit, die is afgeleid uit metingen van totaal zwavelgehalte en zuurproductie door uitdroging in de bodemtoplaag in 2020, is op alle meetlocaties laag en ook gering ten opzichte van de zuurbuffercapaciteit door kationuitwisseling. Dit zou impliceren dat de potentiële bodemverzuring en uitloging van basen als gevolg van oxidatie van sulfiden als gevolg van een lage waterstand gering zal zijn. Dit is niet in overeenstemming met de waargenomen sterke uitloging van uitwisselbaar calcium en magnesium die op de meeste onderzochte locaties tussen 2009 en 2020 is opgetreden. Mogelijk verklaringen zijn: 1) veel van de sulfiden in de bodemtoplaag zijn voor het meetmoment in 2020 al geoxideerd in de extreem droge zomers van 2018 en 2019; 2) de meeste sulfiden accumuleren dieper in de bodem (onder de toplaag waar gemeten is). Onder droge omstandigheden zal zuurvorming dan vooral daar optreden. Het zure bodemvocht wordt vervolgens omhoog getransporteerd door kwel of capillaire opstijging dan kan vervolgens door kwel of neerslag zorgen voor sterke uitloging van basen uit de bodemtoplaag.

Hoe groot is de potentiële afvoer van basische kationen door maaien en afvoer van bovengrondse biomassa en hoe verhoudt zich dat met de basenbuffercapaciteit van de bodemtoplaag?

Uit de metingen van de voorraden calcium en magnesium in de bovengrondse biomassa blijkt dat deze klein zijn t.o.v. de voorraden op het kationadsorptiecomplex in de bodem. Uitputting van de belangrijkste uitwisselbare basische kationen in een situatie zonder aanvoer van basen door grondwater duurt daarom lang (29-93 jaar, uitschieter 219 jaar). Bij aanvoer van basenrijk grondwater naar de bodemtoplaag is de afvoer van basen door maai-beheer niet relevant.

Aanbevelingen

Voor onderzoek en monitoring:

- Monitoringsonderzoek uitvoeren aan verzuringscapaciteit en hoe tijdens droogteperiode oxidatie van sulfiden leiden tot uitloging van de bodem.
- Vervolgmonitoring in de onderzochte terreinen uitvoeren om te kijken hoe snel de basenverzadiging herstelt na (sterke) uitloging van basen.
- Kwelfluxen berekenen uit bestaande meetreeksen van waterstand en stijghoogte ten einde meer inzicht te verwerven in de invloed van kwelflux op de basentoestand. Dit geeft ook inzicht in de meteorologische fluctuaties op de kwelflux.
- Chemisch onderzoek aan de input van stoffen in het intrekgebied, chemische omzettingen langs de stroombaan in het watervoerende pakket en omzettingen in de ondiepe ondergrond van kwelzones. Dit is belangrijk in geval dat het intrekgebied agrarisch wordt gebruikt.
- In bestaande monitoringsprogramma's waarin de basenrijkdom in natuurgebieden wordt gevolgd, trends interpreteren op basis van analyse van stofbalansen van organische stof en basen ten einde beter inzicht te verwerven in de processen.

Voor beheer:

- Maatregelen in de waterhuishouding (dempen/ verondiepen ontwatering, dichten/ verwijderen buisdrainage) om structureel verdroging te verminderen en kwelfluxen te vergroten. Deze maatregelen kunnen tevens bijdrage aan het minder diep en langdurig uitzakken van de grondwaterstand en daarmee interne bodemverzuring beperken. Zulke maatregelen helpen ook om negatieve effecten van klimaatverandering (meer droogteperioden) te verzachten.

- Droogteperioden met extreem lage grondwaterstand die zorgen voor uitloging van basen en bodemverzuring kunnen door klimaatverandering toenemen. In combinatie met accumulatie van sulfiden door toestroming van vervuild, sulfaatrijk grondwater, vormt dat een toenemende bedreiging voor de duurzaamheid van kwelafhankelijke basenminnende natuurtypen. Voor een duurzame instandhouding is daarom ook vermindering van de uitspoeling van meststoffen in het intrekgebied nodig. Dit verkleint ook het dilemma dat het sterven naar meer kwel voor aanvoer van basen ook door meer aanvoer van sulfaat bijdraagt aan meer opbouw van verzuringscapaciteit.
- Concreet voor de gebieden waar dit onderzoek (Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten) is uitgevoerd: snel maatregelen in de waterhuishouding uitvoeren die een hoge kwelflux waarborgen en uitzakking van de waterstand in droge perioden beperken. Deze maatregelen hebben een hoge urgentie.

1. Inleiding

1.1 Achtergrond

In (voorheen) grondwatergevoede beekdalen is verzuring al sinds de jaren '80 onderkent als een groot knelpunt voor de achteruitgang van natte, basenminnende schraallanden. Deze verzuring is veroorzaakt door het verminderen van toestroming van grondwater en versterkt door de hoge verzurende atmosferische depositie gedurende de jaren '60 tot '80. In het kader van de regeling Effectgerichte Maatregelen tegen Verzuring (EGM) werd dit knelpunt in de jaren '90 aangepakt met plaggen en waar mogelijk herstel van de waterhuishouding in natuurterreinen. Plaggen verwijderde dan de verzuurde en veelal ook nutriëntenrijke bodemtoplaag. Inmiddels is ook de verzurende depositie sterk afgenomen. De effecten van plaggen al dan niet in combinatie met maatregelen in de waterhuishouding zijn met OBN-onderzoek (Aggenbach & Jansen 2004) en aanvullend onderzoek gevolgd tot en met 2009 (C. Aggenbach). De ontwikkeling in de reeksen van deze locaties liet zien dat na plaggen basenminnend schraalland herstelde, maar op een deel van de locaties opnieuw verzuring optrad. Deze herverzuring werd toegeschreven aan de toename van organische stof die samen met een te geringe aanvoer flux van baserijk grondwater leidde tot een daling van de basenverzadiging (Aggenbach & Cirkel 2017a). Natte schraallanden van beekdalen komen vaak voor op zandige, kalkarme bodems. Een hoge baserijkdom is daar dan ook afhankelijk van aanvoer met grondwater en uitwisseling van kationen met het kationadsorptiecomplex. Bij een hoge bezetting van het adsorptiecomplex met basische kationen (hoge basenverzadiging) is de bodem-pH relatief hoog ($\text{pH-H}_2\text{O} > 5.5$). De capaciteit van het kationadsorptiecomplex is sterk afhankelijk van de hoeveelheid organisch stof in de bodem. Een toename van organische stof zorgt voor een vergroting van de kationadsorptiecapaciteit. Om dan de basenverzadiging hoog te houden, is aanvoer van basische kationen nodig. Voor een hoge basenverzadiging is adsorptie van vooral calcium en in mindere mate magnesium van belang. Plaggen als effectgerichte maatregel voor herstel van basenminnende schraallanden zal dan ook alleen werken op locaties met voldoende hoge aanvoerfluxen van calcium door toestroming van grondwater. Dit kan door een hoge kwelflux van calciumrijk grondwater. Gebieden met een lage kwelflux en/of calcium concentratie in het toestromende grondwater lopen daarom bij accumulatie van organische stof het risico op een verlaging van de basenverzadiging en daarmee daling van de bodem-pH.

Alhoewel toestroming van baserijk grondwater gunstig is voor opbouw van zuurbuftercapaciteit, vormt het op de lange termijn ook een risico voor verzuring wanneer veel sulfaat wordt aangevoerd en in de natte bodem van kwelzones door reductie accumuleert als ijzersulfiden. Toestromend grondwater kan sterk belast zijn met sulfaat als gevolg van bemesting in het intrekgebied (directe toevoer en indirecte effecten door chemische omzetting in de ondergrond), verdroging in het intrekgebied (met oxidatie van sulfiden) en de hoge zwaveldepositie in het verleden (bij een verblijftijd van enkele decennia bereikt de vroegere zwavel-depositiepiek het kwelgebied). Ook aanvoer van sulfaat houdend oppervlaktewater en directe input van zwavel uit de atmosfeer kan ook hebben bijgedragen aan opbouw van sulfiden in kwelzones. Met de accumulatie van ijzersulfiden wordt verzuringscapaciteit opgebouwd. In droge jaren met een lage grondwaterstand oxideren de sulfiden sterk waarbij zwavelzuur wordt gevormd. Als de zuurproductie de zuurbuftercapaciteit overtreft, treedt sterke verzuring op.

Een ander proces dat kan bijdragen aan bodemverzuring is afvoer van basische kationen door maaibeheer. Maaien kan namelijk zorgen voor een significantie afvoer van basische kationen en daarmee verzurend werken op de bodem. Extra maaien om bijvoorbeeld effecten van een hoge stikstofdepositie te mitigeren vergroot ook de afvoer van basen. Schraallanden in beekdalen worden doorgaans jaarlijks gemaaid. De afvoerflux van basen door maaien is dan afhankelijk van de bovengrondse productiviteit en stofconcentraties van basen in de bovengrondse biomassa. Voor half-natuurlijke vegetaties is weinig bekend over

deze afvoerflux door het nagenoeg ontbreken van metingen van de basenvoorraden in de bovengrondse biomassa.

Wegens onzekerheden over de accumulatiesnelheid van organische stof, de aanvoerflux van basische kationen door grondwater en de opbouw van verzuringscapaciteit is de ontwikkeling van de basenverzadiging en bodem-pH in grondwatergevoede schraallanden dynamisch en onzeker op zowel een korte als lange termijn. Daarmee is ook onduidelijk hoe duurzaam basenminnende schraallanden zijn in zowel geplagde als niet geplagde situaties. Om deze reden zijn een 9-tal oude EGM/OBN monitoringslocaties in 2020 (Aggenbach et al. 2004, deels opgenomen t/m 2009) opnieuw opgenomen. Het betreft meetlocaties in Noordoost-Twente in de natuurreservaten Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten. De locaties in deze gebieden variëren sterk in de calciumconcentratie van het toestromende grondwater (matig hoog tot hoog in Stroothuizen, hoog in Punthuizen en Lemselermaten) en kwelflux (laag in Stroothuizen en hoog in Punthuizen en Lemselermaten). De heropname in 2020 verlengt de bestaande meetreeksen, wat inmiddels unieke tijdreeksen oplevert van 26 tot 32 jaar van zowel organische stof accumulatie en basentoestand van de bodem en de vegetatie. Het betreft zeven geplagde en twee niet geplagde locaties.

1.2 Onderzoeksvragen

De volgende vragen worden beantwoord:

1. Hoe hangt de ontwikkeling van de basenverzadiging en bodem-pH samen met de ontwikkeling van de voorraden van organische stof en basen in de bodemtoplaag? En welke factoren hierop van invloed?
2. Hoe hangt de vegetatieontwikkeling van natte schraallanden samen met de ontwikkeling van de basentoestand van de bodem?
3. Hoe groot is de potentiële verzuringscapaciteit van de bodemtoplaag als gevolg van geaccumuleerde sulfiden?
4. Hoe groot is de potentiële afvoer van basische kationen door maaien en afvoer van bovengrondse biomassa en hoe verhoudt zich dat met de basenbuffercapaciteit van de bodemtoplaag?

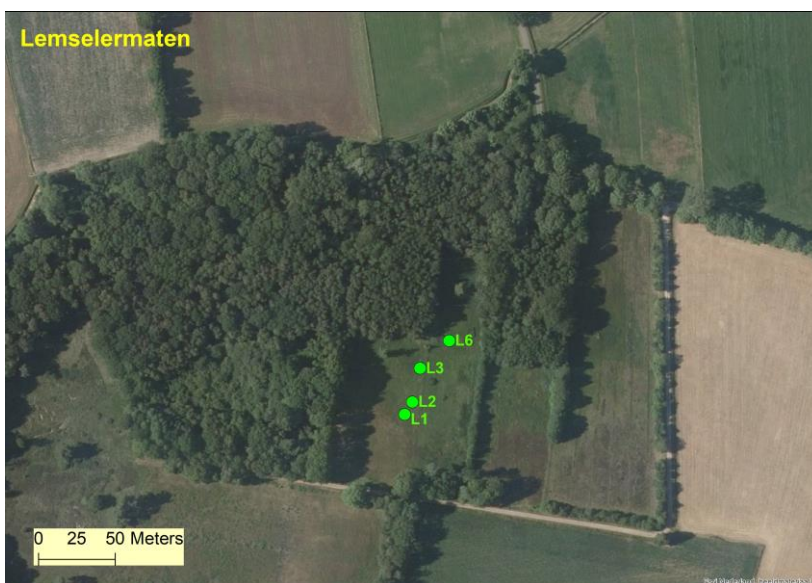
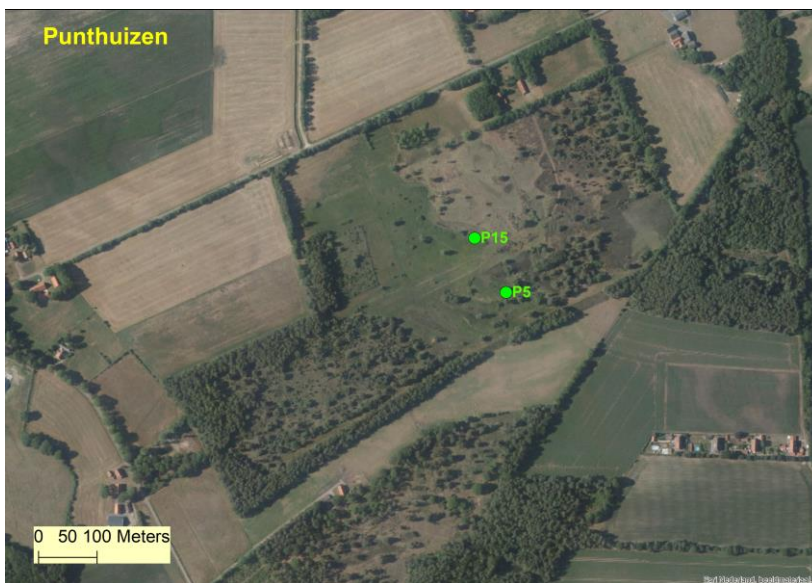
1.3 Dankwoord

Wij danken Staatsbosbeheer voor het beschikbaar stellen van haar natuurterreinen voor monitoring. Speciale dank gaat uit naar André Jansen en Fons Eijsink die de EGM maatregelen en monitoring in deze terreinen hebben geïnitieerd. Fons Eijsink en Rob van Dongen gaven waardevol commentaar vanuit hun gebiedskennis.

2. Aanpak

2.1 Meetlocaties

De onderzoekslocaties liggen in drie natuurgebieden in Noordoost-Twente (Figuur 2.1). In Tabel 2.1 staat informatie over de locaties, waaronder de samenstelling van ondiepe grondwater, doelvegetatietype en de vegetatietypen die zijn aangetroffen. In Stroothuizen zijn drie geplagde locaties geselecteerd. Twee locaties (S2, S6) liggen in een grondwatergevoede slenk in het deel dat nooit is ontgonnen voor intensieve landbouw. Een derde locatie (S19) bevindt zich in een voormalig maisakker die is afgegraven en vernat door dempen van een nabij gelegen sloot. De vegetatie is divers met vegetaties verwant aan dotterbloemhooiland, zwakgebufferde ven en natte ruigten van Hennegras. De locaties liggen in een zone die periodiek in het voorjaar wordt gevoed door matig basenrijk tot basenrijk grondwater. De omgeving van Stroothuizen is sterk ontwaterd waardoor de locaties netto infiltrerend zijn. In Punthuizen zijn twee locaties (P5 geplagd en P15 niet geplagd) in slenken binnen een heidelandschap. Beide locaties bevinden zich in de slenk aan de hellingvoet van een dekzandruggen waar in periode dat de slenk is geïnundeerd sterke kwel van basenrijk grondwater optreedt. Over het hele uitgemiddeld jaar treedt hier doorgaans netto kwel op. Sterke kwel treedt hierop in een smalle zone gedurende de winter en voorjaar op het moment dat de slenk is geïnundeerd. De vegetatie bestaat uit de basenrijke vorm van blauwgrasland (*Cirsio-Molinietum parnassietosum*). In de Lemselermaten zijn vier locaties (L1, L2, L3 en L6) geselecteerd, alle in een zone met sterke kwel van basenrijk grondwater uit een bovenlokaal grondwatersysteem. Kwel treedt hier op gedurende winter- en voorjaarsperiode wanneer de grondwaterstand in de meeste jaren doorgaans enkele maanden tot aan maaiveld reikt en dan ook zorgen voor afstroming van water over maaiveld. De locaties liggen in een transect van hoog naar laag. De locaties L1, L2 en L3 liggen op de beekdalhelling in een perceel dat in geplagd is (Nieuwe Maatje). Locatie L6 bevindt zich een vlak deel van de dalbodem dat niet geplagd is (Oude Maatje). De vegetatie is een combinatie van de basenrijke vorm van blauwgrasland (*Cirsio-Molinietum parnassietosum*) en basenminnende kleine zeggenmoeras (*Caricion davallianae*).



Figuur 2.1. Ligging van de onderzoekslocaties in Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten.

Tabel 2.1. Metagegevens van de locaties waaronder coördinaten, samenstelling van het ondiepe grondwater.

Gebied: hydrologie	Locatie	Code PQ	X	Y	Z	geplagd	Gemiddelde stofconcentratie grondwater 1.4-1.5 m diepte		
			m	m	m		Ca mmol/l	Mg mmol/l	HCO ₃ mmol/l
Stroothuizen: periodiek kwel, netto infiltrerend	S2	STOU_52	268087	488097	25.29	1988	0.61	0.11	0.56
	S6	STOU_22	268211	488045	25.46	1994	2.53	0.15	3.50
	S19	STGR_306	268098	487911	25.40	1994	1.22	0.19	2.60
Punthuizen: zone met periodiek sterke kwelflux door lokaal systeem	P5	PU_27	269352	485888	28.80	1988	2.45	0.26	2.79
	P15	PU_48	269298	485981	28.72	niet	2.21	0.13	3.29
Lemselermaten: sterke kwel	L1	LM4_205	256368	485240	19.35	1989	2.38	0.23	3.85
	L2	LM4_207	256373	485248	19.28	1989	2.90	0.38	4.78
	L3	LM4_208	256378	485270	19.14	1989	1.88	0.25	3.64
	L6	LM4_104	256397	485288	19.19	niet	2.69	0.25	5.02

Locatie	Doelvwgetatie-type	Vegetatie vlak eerste jaren na plaggen/ begin van meetreeks	Vegetatie eind van meetreeks 2020
S2	basenrijke vorm blauwgrasland/ basenminnende kleine zeggenmoeras	dotterbloem hooiland	natte voedselrijke ruigte (Hennegras)
S6			
S19	zwakgebufferd ven	zwakgebufferd ven	zwakgebufferd ven
P5	basenrijke vorm blauwgrasland	basenrijke vorm blauwgrasland	basenrijke vorm blauwgrasland
P15			
L1	basenrijke vorm blauwgrasland/ basenminnende kleine zeggenmoeras	basenrijke vorm blauwgrasland	basenrijke vorm blauwgrasland
L2		basenminnende kleine zeggenmoeras	
L3			
L6		basenrijke vorm blauwgrasland	

2.2 Bodemchemie

Om de ontwikkeling van organische stof en basenrijkdom te volgen zijn bodemchemische metingen uitgevoerd. Bodemonsters werden genomen op enkele decimeters van de rand van elk permanent kwadraat in de meetraaien. Op elke locatie werden monsters voor chemische analyses met een humushapper genomen van de bovenste 10 cm van het minerale profiel en in de jaren dat er een duidelijke strooisellaag was ontwikkeld (locaties in Stroothuizen vanaf 2009) ook van de strooisellaag. In 2009 en 2020 werden voor bepaling van droge bulkdichtheid extra volume-metrische monsters van dezelfde horizonten genomen met een steekbus. De meetmomenten verschilden tussen de drie gebieden en deels ook de locaties. In de beginperiode is frequenter gemeten dan in de periode na 2002.

Meetmomenten waren: voor Stroothuizen 1990#, 1993#, 1995#, 1996, 1999, 2002#, 2009, 2020; voor Punthuizen 1990, 1993, 1996, 2002#, 2009, 2020; voor Lemselermaten 1991, 1993, 1995, 1999, 2002#, 2009#, 2020 (# = in dat jaar een deel van de locaties)

bemonsterd). In de jaren 1990, 1991, 1993, 1995, 1996 en 1999 werden duplo-monsters genomen die elk apart zijn geanalyseerd. In het jaar 2002 werden 8 replica monsters genomen waarvan de meeste analyses op elk monster werden uitgevoerd en uitwisselbare basen op 2 of 3 replica monsters. In 2002 en 2020 werden mengmonsters geanalyseerd die waren samengesteld uit 3 deelmonsters. Bodemonsters voor chemische analyses werden gekoeld getransporteerd en ingevroren indien lab analyse niet direct na monstername werd uitgevoerd. De monsters werden na verwijdering van grote wortels en levende plantendelen gedroogd en gemalen. In Tabel 2.2 staat een overzicht van de geanalyseerde variabelen en de meetmethode. Hierbij is ook aangegeven hoe andere variabelen zijn berekend uit metingen. De selectie van de variabelen was gericht op het volgen van de ontwikkeling van de organische stof en de basenhuishouding van de bodemtoplaag. In geval van replica-metingen op een locatie werden de meetwaarden gemiddeld.

De volgende veranderingen in analysemethoden hebben plaatsgevonden:

- Organische stof werd in eerste instantie gemeten als gewichtsverlies bij 350°C (SOM₃₅₀). Bij deze temperatuur verbrand sterk gehumificeerde organische stof minder goed. Om die reden is in 2009 overgeschakeld op verbranding bij 550°C (SOM₅₅₀). In 2009 is het gewichtsverlies met beide methoden gemeten. Op basis van regressie zijn de oude metingen bij 350 °C omgerekend naar het gewichtsverlies bij 550 °C ($SOM_{550cal} = 1.1666 * SOM_{350}$; $r^2 = 0.99$).
- De extractie van uitwisselbare kationen is tot 2002 uitgevoerd door het laboratorium van Giesen & Geurts volgens de Bascomb-methode (extractie in een gebufferde, sterke zoutoplossing van BaCl₂) en met meting van de metalen met AAS. Daarbij konden de basische kationen Ca, Mg, Na en K worden gemeten. In 2009 is dezelfde extractie methode uitgevoerd bij de VU met meting van de metalen met ICP. In 2020 zijn de extracties uitgevoerd bij het CBLB van de WUR, waarbij van de basische kationen alleen Ca en Mg met ICP zijn geanalyseerd.
- In 2009 en 2020 is ook de bulkdichtheid gemeten in volumemonsters gestoken met een steekbus. De bulkdichtheid heeft een sterke relatie met het organische stofgehalte. Op basis van een empirische relatie voor zandbodems in de Middelduinen en de drie Twentse onderzoeksgebieden ($BD_{cal} = (\ln(SOM_{550}) + 3.973) / 2.542$; $r^2 = 0.76$) zijn voor de jaren 1991 t/m 2007 bulkdichtheden berekend op basis van het gemeten gehalte organische stof.

De volgende afgeleide variabelen berekend:

- Als een proxy voor de basenverzadiging is de ratio van uitwisselbaar Ca en Mg met de organische stof voor elk monster ($BC/OS = (Ca_{uitw} + Mg_{uitw}) / SOM_{550cal}$; eenheid meq/kg). Bij een volledige bezetting van het kationadsorptiecomplex met basische kationen zal deze waarde in de buurt van 3000 meq/kg liggen. Dit is namelijk de natuurlijke bovengrens voor de kationadsorptiecapaciteit van sterk gehumificeerd organisch materiaal (Van Wesemael 1992, Appelo and Postma 2005, Blume et al. 2010). Er is voor gekozen om te werken met de ratio BC/OS als maat voor basenverzadiging omdat andere berekeningsmethode voor basenverzadiging metingen nodig hebben van uitwisselbare H⁺ of de kationadsorptie capaciteit. Deze twee metingen zijn gevoelig voor verstoringen, terwijl de meting van uitwisselbaar Ca en Mg en organisch stofgehalte dat niet zijn. Uitwisselbaar Ca en Mg zijn samen de belangrijkste basische kationen (Ca, Mg, Na en K) die in de bodems van de drie onderzoeksgebieden geadsorbeerd zijn. Het aandeel van de uitwisselbaar Ca, Mg, Na en K in de geadsorbeerde basische kationen is hier resp. 0.90, 0.05, 0.02 en 0.02 eq/eq. Het negeren van uitwisselbaar Na en K (die niet zijn geanalyseerd in 2020) in de ratio BK/OS heeft daarom geen grote consequenties.
- De voorraad organische stof in de bodem (eenheid kg/m²) op basis van bulkdichtheid en organisch stofgehalte (voorraad OS = $SOM_{550cal} * BD$; in kg/m²).

- De voorraad uitwisselbaar Ca en Mg op het adsorptiecomplex op basis van bulkdichtheid en de gehalten uitwisselbaar Ca en Mg (voorraad BC = $(Ca_{uitw} + Mg_{uitw}) * BD$; eenheid eq/m²).
- De voorraad S-totaal op basis van bulkdichtheid en S-totaal concentratie (voorraad S = S-totaal * BD; eenheid mol/m²).
- Potentiële verzuringscapaciteit door oxidatie van sulfiden uitgegaan van de reactie:
 $FeS_2 + 3.75 O_2 + 3.5 H_2O \rightarrow Fe(OH)_3 + 2 SO_4^{2-} + 4 H^+$
 Potentiële verzuringscapaciteit = 2 * S-totaal (in eq/m²).
- Zuurvorming in uitdrogend monster: uitdrogende bodemmonsters zijn gedurende 160 d blootgesteld zodat door oxidatie zuurvorming kan optreden. Met meting van pH-H₂O voor en na het uitdrogen is de hoeveelheid gevormde H⁺ per drooggewicht bepaald.
- Bovengenoemde stofvoorraden zijn berekend voor de minerale toplaag van 10 cm dikte en voor de strooisellaag. Deze horizonten zijn belangrijk voor plantenwortels. Voor meetpunten met een strooisellaag is de voorraad van de bodemtoplaag berekend uit de som van de voorraad in beide lagen.

De metingen en de afgeleide variabelen werden gebruikt voor het vaststellen van trends in organische stof, pH en basenrijkdom en ook om te analyseren hoe de opbouw van organische stof na plaggen doorwerkt op de basenregulatie van de bodem. Trends van de voorraad organische stof en uitwisselbare Ca+Mg zijn berekend voor de som van de 10 cm dikte minerale toplaag en een eventuele strooisellaag.

Tabel 2.2. Analysemethode voor de bodemchemie van grondmonsters en afgeleide variabelen.

Variabele	Methode	Opmerking
droge bulk dichtheid	2009 en 2020: drogen bij 65°C en wegen	1990-2002: bulkdichtheid berekend uit SOM550 (zie tekst)
organische stof	1990-2009: gewichtsverlies tussen 105 en 350°C (SOM350)	1990-2002: SOM550 berekend uit SOM350 (zie tekst)
	2009 en 2020: gewichtsverlies tussen 105 en 550°C (SOM550)	
pH H ₂ O in veldvochtig monster	10 g bodem in 25 ml demiwater; meting met glas-elektrode	berekening verzuurvorming in uitdrogend monster: $(H^{+}_{eind} - H^{+}_{begin}) / \text{drooggewicht}$ (in meq/kg)
pH H ₂ O in langdurig uitdrogend monster (160 d)	10 g bodem in 25 ml demiwater; meting met glas-elektrode	
pH KCl in veldvochtig monster	10 g bodem in 25 ml 1 M KCl extract; meting met glas-elektrode	
Uitwisselbaar Ca, Mg, Na, K	1990-2020: Bascomb gebufferd (BaCl ₂ extract); tot en met 2002 analyse Ca, Mg, Na, K met AAS, 2009 en 2020 analyse Ca en Mg met ICP (zie tekst)	maat voor basenverzadiging: $(Ca_{exch} + Mg_{exch}) / \text{SOM550}$ (in meq/kg)
Totaal Ca, Mg en S	2020 extractie 0.43M HNO ₃ , analyse met ICP-AES	Potentiële verzuringscapaciteit $H^+ = 2 \times \text{S-totaal}$ (in eq/m ²)

2.3 Bovengrondse biomassa en nutriënten

Metingen aan bovengrondse biomassa hebben plaatsgevonden voor bepaling van de hoeveel basische kationen die door maaibeheer worden afgevoerd. Op 15 juli 2020 is bij elk plot de bovengrondse biomassa van de kruidlaag bemonsterd in plots van 0.25 x 0.25 m vlak bij de vegetatie-opname. Na drogen op 65°C is het drooggewicht bepaald en de peak standing crop berekend (g/m²). In de biomassa is na destructie HNO₃/HCl met ICP-AES het gehalte Ca, Mg, N en K bepaald. Op basis van standing crop en gehalten zijn voor deze elementen de voorraden in de bovengrondse biomassa berekend (in eq/m²).

2.4 Vegetatie-opnamen in permanente kwadraten

Vegetatie-opnamen werden gemaakt in permanente kwadraten van 2 bij 2 m. In de beginperiode werden de locaties vaak jaarlijks opgenomen en na 2002 laagfrequent in 2009 en 2020. Er werden structuurvariabelen opgenomen (totale bedekking, bedekking boomlaag, bedekking van struiklaag, kruidlaag, moslaag, strooisel, hoogte van vegetatielagen) en het voorkomen van vaatplanten en mossen in de schaal van Londo (1976). De ontwikkeling van de vegetatie in de permanente kwadraten werd geanalyseerd op niveau van ecologische plantensoortgroepen (Tabel 2.3). Hierbij zijn plantensoorten ingedeeld op basis van het optimale voorkomen in een vegetatietype (Bijlage 1). In de permanente kwadraten is voor elke soortgroep de cumulatieve bedekking van de soorten berekend. De cumulatieve bedekking is gecorrigeerd met de ratio van direct geschatte bedekking van de vegetatielaag met de som van de bedekking van alle soorten van de vegetatielaag. Deze berekeningen zijn gedaan voor vaatplanten en mossen apart. De ontwikkeling van de soortgroepen wordt met gestapelde staafdiagrammen in beeld gebracht. Op basis van soortensamenstelling is de vegetatie getypeerd.

Voor elke vegetatie-opnamen is tevens het aantal basenminnende doelsoorten bepaald. Tabel 2.4 geeft een lijst van deze soorten die op de locaties zijn aangetroffen.

Tabel 2.3. *Overzicht van de ecologische plantensoortgroepen.*

Ecologische soortgroepen
zwak gebufferd vennen
natte voedselarme pioniervegetaties
baserijk kleine zeggenmoeras
zure kleine zeggenmoeras
blauwgraslanden
dotterbloemhooilanden
(hei)schraalgraslanden
natte heiden en hoogvenen
voedselrijke watervegetaties
natte voedselrijke pioniervegetaties
rietmoerassen
grote zeggenmoerassen
natte voedselrijke ruidten
overstromingsgraslanden
droge-vochtige voedselrijke graslanden
natte struwelen en bossen

Tabel 2.4. *Lijst van basenminnende doelsoorten die op de onderzoekslocaties zijn aangetroffen.*

Wet-naam	NL-naam
Apium inundatum	Ondergedoken moerasscherm
Briza media	Beventjes
Carex curta	Zompzegge
Carex diandra	Ronde zegge
Carex flacca	Zeegroene zegge
Carex hostiana	Blonde zegge
Carex pallescens	Bleke zegge
Carex pulicaris	Vlozegge
Cicendia filiformis	Draadgentiaan
Cirsium dissectum	Spaanse ruiter
Dactylorhiza incarnata	Vleeskleurige orchis
Dactylorhiza majalis	Brede orchis en Rietorchis
Echinodorus ranunculoides	Stijve moerasweegbree
Eleocharis acicularis	Naaldwaterbies
Eleocharis quinqueflora	Armbloemige waterbies
Epilobium palustre	Moerasbasterdwederik
Epipactis palustris	Moeraswespenorchis
Eriophorum latifolium	Breed wollegras
Euphrasia stricta	Stijve ogentroost
Galium uliginosum	Ruw walstro
Hypericum elodes	Moerashertshooi
Isolepis setacea	Borstelbies
Juncus alpinoarticulatus s. alpinoarticulatus	Alpenrus
Juncus tenageia	Wijdbloeiende rus
Listera ovata	Grote keverorchis
Lychnis flos-cuculi	Echte koekoeksbloem
Lysimachia thyrsoiflora	Moeraswederik
Lythrum portula	Waterpostelein
Menyanthes trifoliata	Waterdrieblad
Ophioglossum vulgatum	Addertong
Parnassia palustris	Parnassia
Pilularia globulifera	Pilvaren
Pinguicula vulgaris	Vetblad
Ranunculus peltatus	Grote waterranonkel
Sagina nodosa	Sierlijke vetmuur
Samolus valerandi	Waterpunge
Stellaria palustris	Zeegroene muur
Succisa pratensis	Blauwe knoop
Valeriana dioica	Kleine valeriaan

3. Resultaten

3.1 Zuurgraadbuffering

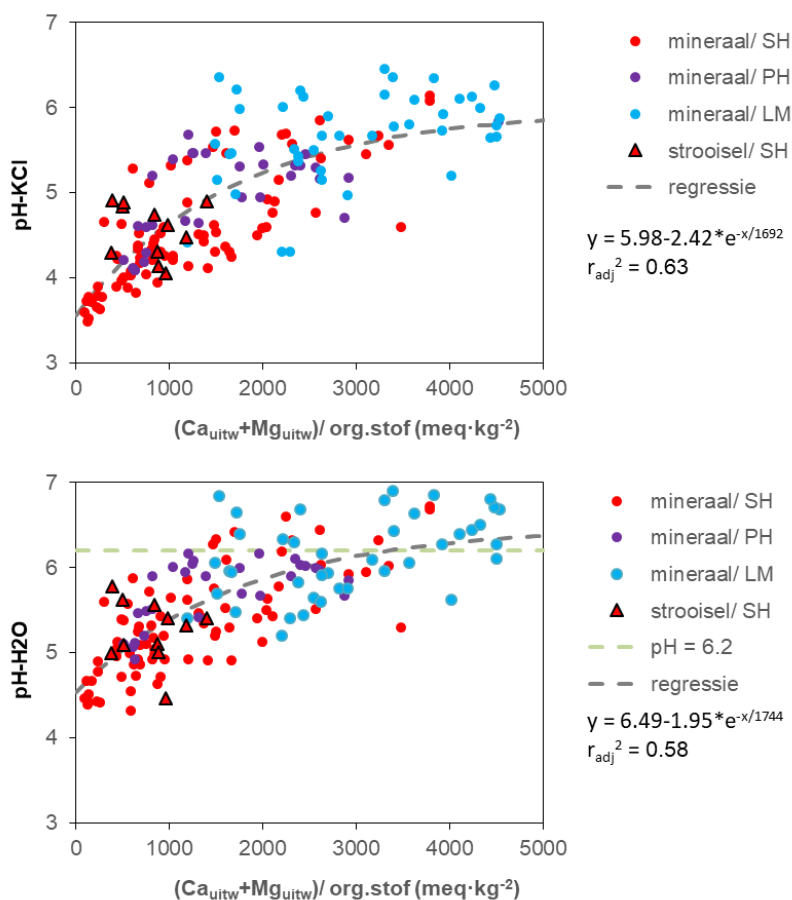
In de bodems van natte schraallanden zijn twee bufferprocessen belangrijk voor handhaven van een hoge bodem pH: buffering door oplossing van kalk en buffering door uitwisseling van kationen tussen het bodemvocht en het kationenadsorptiecomplex.

Als kalk oplost wordt zuur (H^+) geneutraliseerd. Als de bodem kalkhoudend is ($>0.3\%$ DS $CaCO_3$), dan is de zuurgraad gebufferd boven een pH- H_2O van 6.2 (Stuyfzand et al. 2019). De meeste metingen van pH- H_2O in de drie onderzoeksgebieden zijn lager dan 6.2 en worden dus niet door kalk gebufferd (Figuur 3.1, bovenste grafiek). Hogere pH- H_2O waarden komen voor in de Lemselermaten en Stroothuizen en zouden daarmee kunnen wijzen op kalkbuffering. De hoeveelheid uitwisselbaar calcium is echter vrijwel gelijk aan het calciumgehalte verkregen met een zuurextractie die kalk kan oplossen (Figuur 3.2, links). Dit betekent dat er geen of hooguit een verwaarloosbare hoeveelheid calcium in de vorm van kalk aanwezig is. Dit geldt ook voor magnesium dat ook als carbonaat aanwezig kan zijn. De hoeveelheid uitwisselbaar en zuur-extraheerbaar magnesium zijn ook vergelijkbaar (Figuur 3.2, rechts).

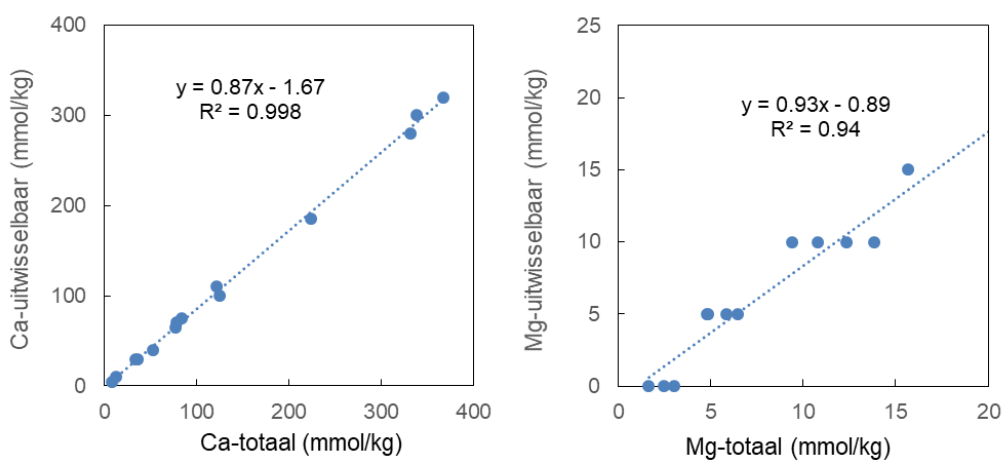
Door kationuitwisseling kunnen basische kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) loskomen van het kationadsorptiecomplex en worden H^+ en Al^{3+} geadsorbeerd. Daarmee 'verdwijnt' zuur uit het bodemvocht en wordt dus de zuurgraad gebufferd. In beekdalen en ook in de drie onderzochte gebieden is calcium kwantitatief het belangrijkste uitwisselbare basische kation en daarna magnesium (aandeel resp. gemiddeld 90.3 en 6.5 %) ¹. De fractie van uitwisselbaar natrium en kalium is verwaarloosbaar (aandeel resp. 1.6 en 1.6 %). Om deze reden wordt in deze studie als maat voor basische kationen de gezamenlijke hoeveelheid calcium en magnesium gebruikt. In kalkarme bodems is kationuitwisseling een belangrijk bufferproces voor buffering van een hoge zuurgraad. De pH van de bodem hangt dan af van de basenverzadiging van het kationadsorptiecomplex. Voor deze monitoring wordt de ratio van uitwisselbaar Ca en Mg met organische stof (BK/OS) gebruikt als een maat voor de basenverzadiging. Hoe hoger BK/OS, hoe hoger de pH is. In Figuur 3.1 is te zien dat de pH- H_2O en pH-KCl toenemen in het traject van BK/OS van 500 tot ca. 3000 meq/kg. Bij een ratio BK/OS hoger dan ca. 3000 meq/kg neemt de pH niet meer sterk toe met een toenemende ratio BK/OS. De relaties zijn beschreven met exponentiële regressies van pH op BK/OS. Deze hebben een matige verklaarde variantie (r_{adj}^2 resp. 0.58 en 0.63 voor pH- H_2O en pH-KCl). De hoeveelheid van 3000 meq/kg komt overeen met de kationuitwisselcapaciteit (CEC) van sterk gehumificeerd organisch materiaal (Van Wesemael 1992, Appelo and Postma 2005, Blume et al. 2010). Hogere waarden voor de ratio BK/OS komen vooral voor in Lemselermaten op locaties met een lemige bodem. Leem en lutum kan hier ook bijdragen aan de CEC van de bodem waardoor de maximumwaarde voor sterk gehumificeerd materiaal wordt overschreden. In Figuur 3.1 is zichtbaar dat de pH- H_2O bij dezelfde BK/OS hoger ligt dan de pH-KCl.

¹ In het grondwater levert oplossing van kalk (calciet, $CaCO_3$) vaak de belangrijkste bijdrage aan de calciumconcentratie van het grondwater. De carbonaten in de sedimenten die de drie onderzoeksgebieden voeden bestaan voor een belangrijke deel uit calciumcarbonaat. In de kalk zit echter ook een beetje magnesiumcarbonaat ($MgCO_3$) bijgemengt, waardoor kalkoplossing ook bijdraagt aan de magnesiumconcentratie van het grondwater. Bekalking met dolomiet in het intrekgebied (om verzuring van landbouwgrond tegen te gaan) kan zorgen voor verhoogde magnesium-concentratie van het inzijgende grondwater door het hoge aandeel van $MgCO_3$ in de dolomiet.

Op meetlocaties in Stroothuizen is op het minerale profiel een strooisellaag ontstaan. De metingen in deze strooisellagen zijn in Figuur 3.1 onderscheiden van de minerale toplaag (0-10 cm). Daaruit blijkt dat de metingen OS/OM en pH van de strooiselmonsters goed past in het patroon van de monsters van de minerale laag.



Figuur 3.1. De relatie van de bodemzuurgraad (pH-H₂O en pH-KCl) met de ratio van geadsorbeerde Ca+Mg met organische stof (BK/OS) voor alle metingen in de drie onderzoeksgebieden. De metingen zijn verricht in de bovenste 10 cm van het minerale profiel (mineraal) en de strooisel laag. Afkortingen gebieden: SH = Stroothuizen, PH = Punthuizen, LM = Lemselermaten. De grijze stippellijn is de regressie van pH op BK/OS. De groene stippellijn geeft grenswaarde pH-H₂O 6.2 voor kalkbuffering.



Figuur 3.2. Links relatie tussen het Ca-gehalte verkregen met zuur-extractie (Ca-totaal) en uitwisselbaar Ca. Rechts idem voor Mg.

3.2 Ontwikkeling organisch stof en basenrijkdom

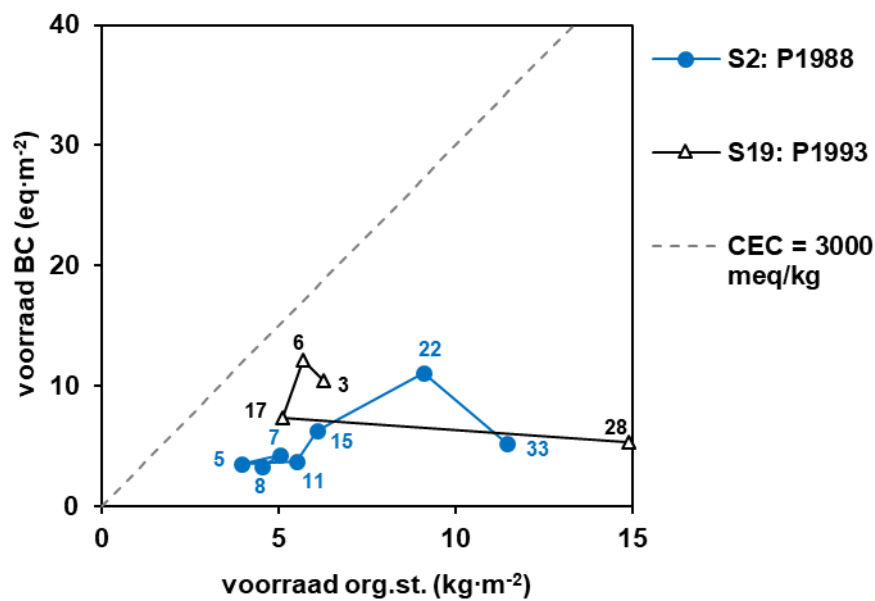
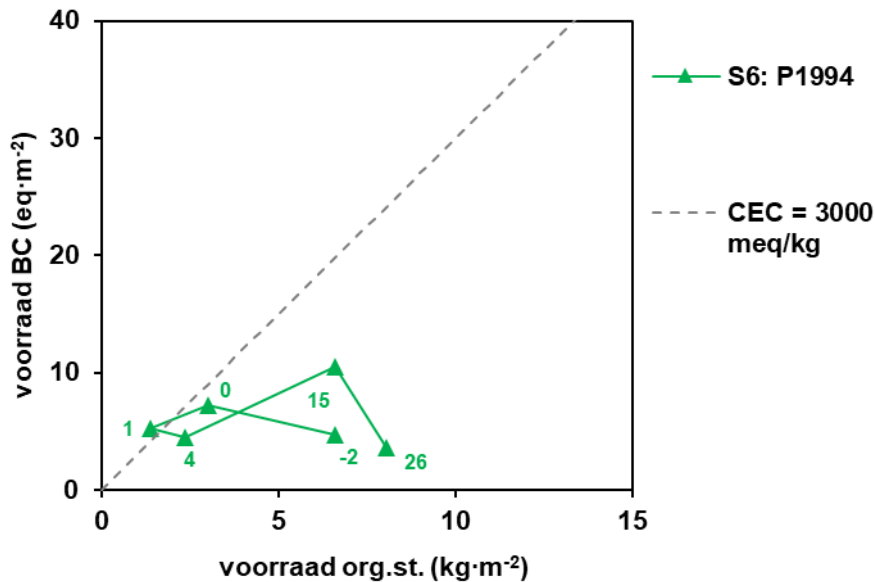
3.2.1 Stroothuizen

Soortensamenstelling vegetatie

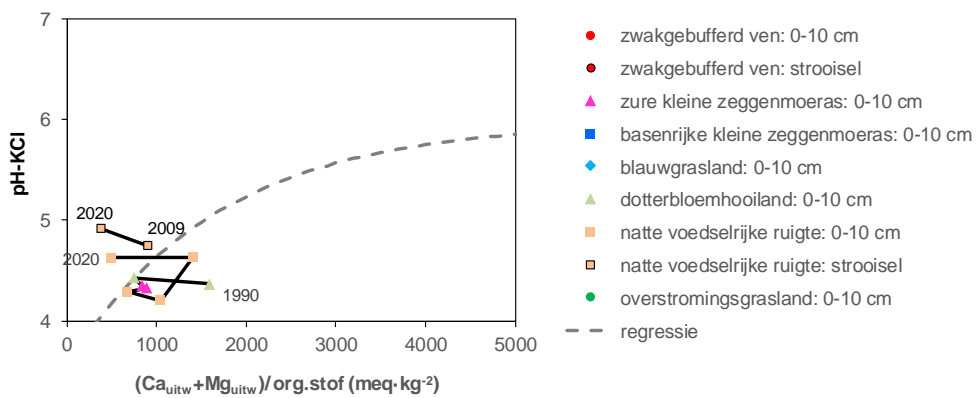
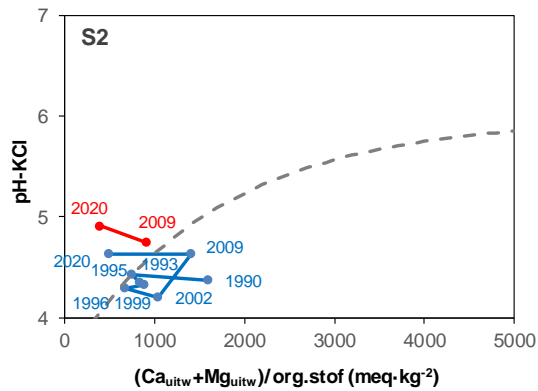
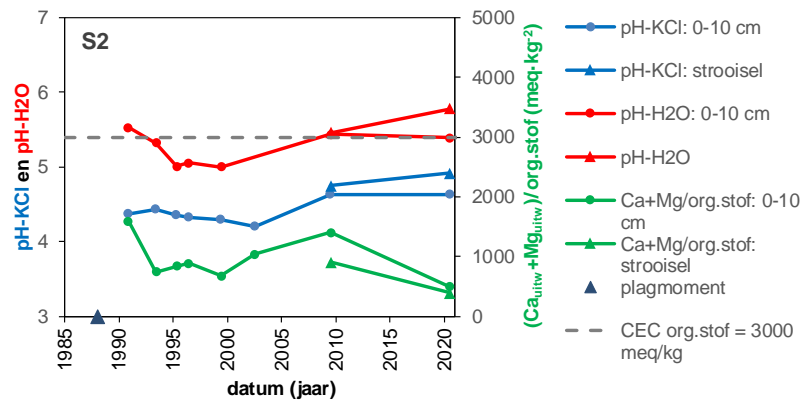
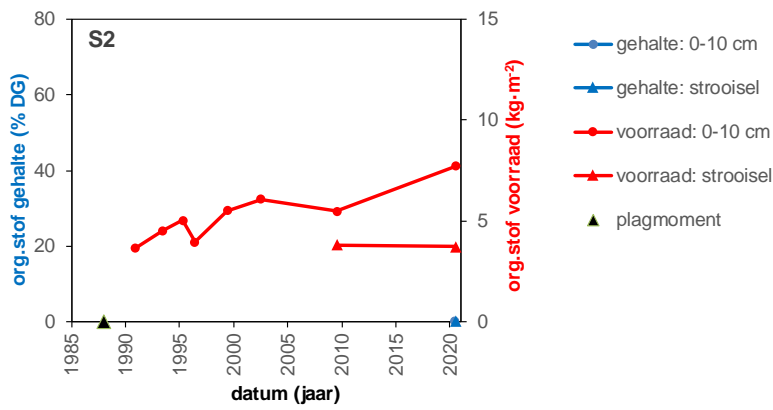
Op de geplagde **locatie S2** namen na het plaggen het organisch stofgehalte en voorraad in de minerale toplaag geleidelijk toe (Figuur 3.4, S2, 1^e grafiek). Rond 2010 is tevens een strooisellaag ontstaan die ook aanzienlijk bijdroeg aan de accumulatie van organische stof. Tot na het plaggen daalde tussen 1990 en 1999 de zuurgraad en de ratio van uitwisselbare Ca+Mg met organische stof (BK/OS) in de minerale toplaag (Figuur 3.4, S2, 2^e grafiek). Daarna trad tot en met 2010 een toename op van deze variabelen. Tussen 2010 en 2020 bleef de zuurgraad min of meer gelijk in de minerale toplaag en strooisellaag, terwijl de ratio BK/OS duidelijk afnam. De pH-KCl en ratio BK/OS zaten in het lage bereik (Figuur 3.4, S2, 3^e grafiek). Over de hele periode heeft de locatie een gestage toename van de organisch stof voorraad en nauwelijks een toename van de voorraad van uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.3, onderste grafiek). Dit betekent dat de basenverzadiging van de bodemtoplaag netto is afgenomen. Opvallend is deze afname niet gepaard ging met een dalende trend van de zuurgraad.

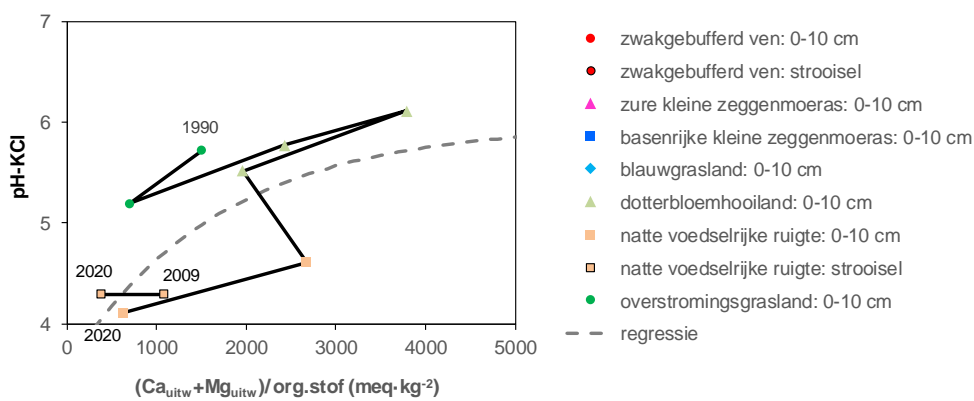
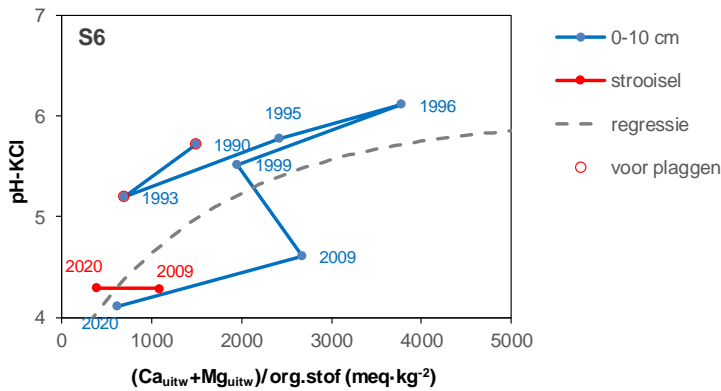
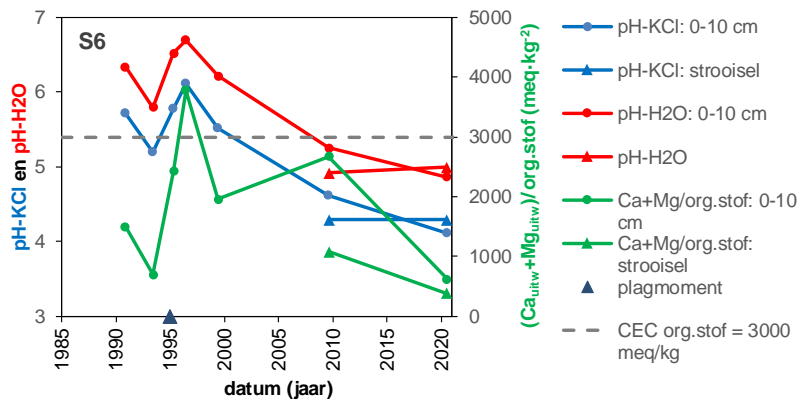
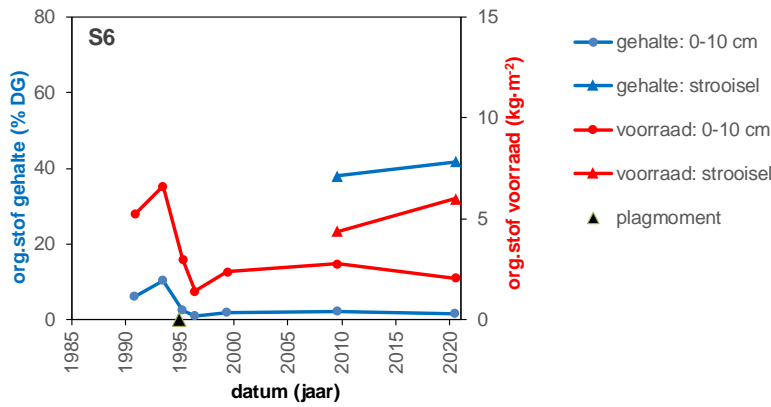
Bij **locatie S6** startte de meetreeks voorafgaand aan het plaggen. Door het plaggen namen het gehalte en de voorraad van organische stof in de minerale toplaag af (Figuur 3.4, S6, 1^e grafiek). Vlak na het plaggen (2e jaar) namen beiden nog verder af wat duidt op tijdelijke netto afbraak. Daarna trad accumulatie van organische stof op die werd versneld doordat later (2010 en 2020) ook een strooisellaag ontstond. Voor het plaggen was de pH relatief hoog en de ratio BK/OS laag (Figuur 3.4, S2, 2^e en 3^e grafiek). Vlak na het plaggen bleef de pH nog steeds hoog, terwijl de ratio BK/OS eveneens hoog was geworden en nog verder toenam. Daarna (vanaf 1996) namen de pH en ratio BK/OS sterk af. De strooisellaag die vanaf 2010 is waargenomen had een lage pH en ratio BK/OS. De plot met de voorraad van organische stof en uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.3, bovenste grafiek) laat ook goed de dynamiek als gevolg van plaggen (verwijderen humusrijke toplaag), vlak daarna (afname voorraad organische stof door afbraak, afname basenvoorraad door uitloging) en op een langere termijn (accumulatie organische stof door bodemvorming, eerst toename en daarna afname van de basenvoorraad). Opvallend is dat 26 jaar na het plaggen de voorraden organische stof en basen vergelijkbaar zijn met het moment vlak voor plaggen, maar de pH fors is verlaagd.

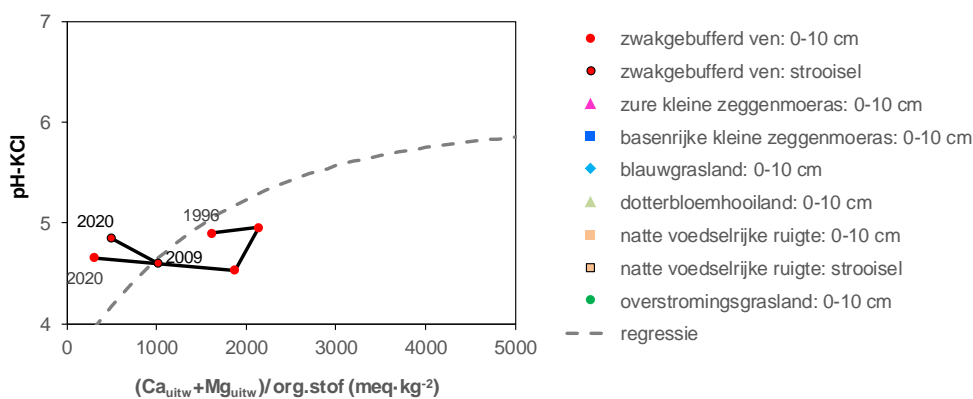
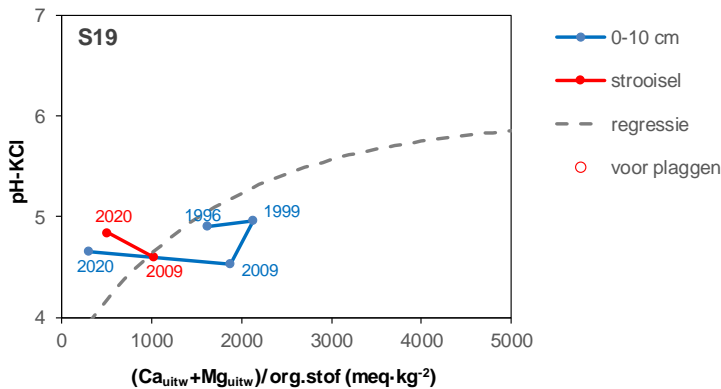
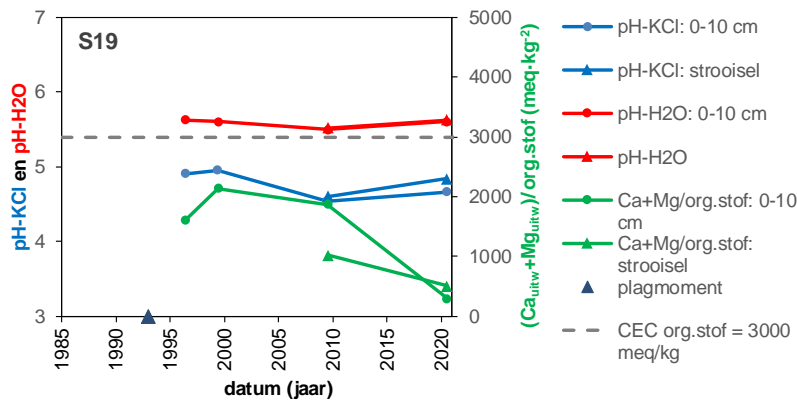
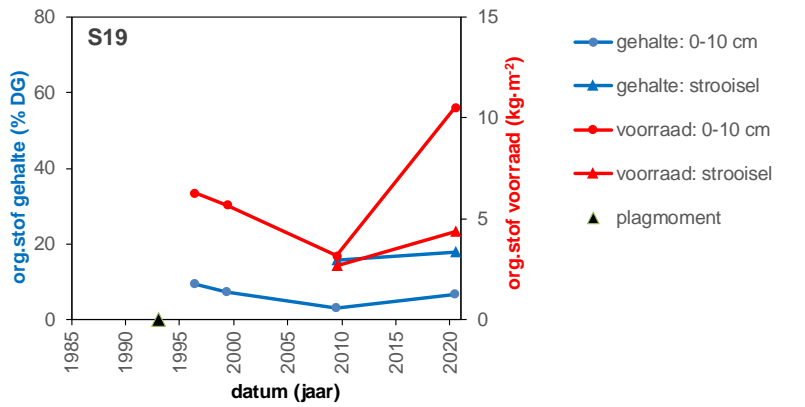
Locatie S19 betreft een locatie in een afgegraven maisakker. De meetreeks start 3 jaar na het afgraven. Tussen het 3^e en 17^e jaar na plaggen namen het gehalte en de voorraad van organische stof in de minerale toplaag af als gevolg van netto afbraak (Figuur 3.4, S19, 1^e grafiek). Het ontstaan van een strooisellaag (vanaf 2009 waargenomen) droeg sterk bij aan accumulatie van organische stof, waardoor het verlies van organische stof in de minerale toplaag in 2009 grotendeels werd gecompenseerd. De pH-H₂O en pH-KCl waren gedurende de hele periode matig hoog zonder een duidelijk trend en noemenswaardige fluctuatie (Figuur 3.4, S2, 2^e en 3^e grafiek). De pH van de strooisellaag is vergelijkbaar met de verlaagde waarden van de minerale toplaag. De ratio BK/OS van de minerale toplaag was aanvankelijk matig hoog, maar nam tussen 2010 en 2020 sterk af. De strooisellaag had in 2009 een lagere ratio BK/OS dan die van de minerale toplaag en nam daarna af. De plot met de voorraad van organische stof en uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.3, onderste grafiek) laat zien dat eerst langdurig (3-17 jaar na plaggen) de organisch stofvoorraad van de toplaag (minerale top laag + strooisel) weinig veranderde en de basenvoorraad iets afnam. In de periode daarna (17-28 jaar na plaggen) nam de organisch stofvoorraad sterk toe (vooral door accumulatie van strooisel) en daalde de basenvoorraad iets. Deze laatste veranderingen resulteerde een sterke daling van de ratio BK/OS en dus de basenverzadiging.



Figuur 3.3. Trends van voorraad organische stof (voorraad org.stof) en uitwisselbare Ca en Mg (voorraad BC) van de locaties S2, S5, S6 en S19 in Stroothuizen. Elke punt in een meting. Labels: positief getal is het aantal jaren na plaggen en een negatief getal het aantal jaren voor plaggen. De stippellijn is de waarde 3000 meq/kg van ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof.







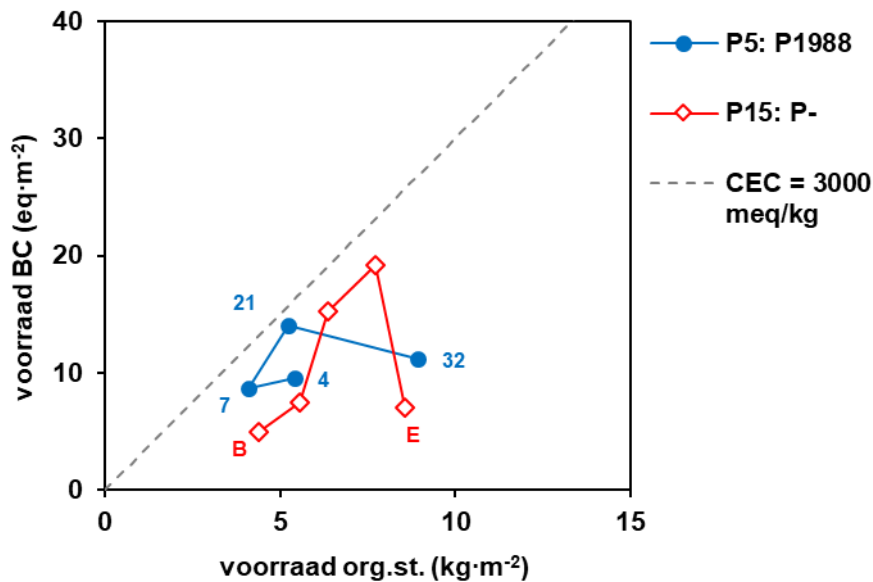
Figuur 3.4. Meetreeksen van het organisch stof en de basenrijkdom in de bodemtoplaag van de locaties S2, S6 en S19 in Stroothuizen. 1^e grafiek: gehalte en voorraad organisch stof. 2^e grafiek: pH-KCl, pH-H₂O en de ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof (BK/OS). 3^e en 4^e grafiek: pH-KCl in relatie tot BK/OS. In de 4^e grafiek wordt voor elke jaar het vegetatietype weer gegeven met symbolen. De grijze stippellijn in de 3^e en 4^e grafiek geeft de regressie van pH-KCl op BK/OS van alle metingen in Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten ($y = 5.98 - 2.42 \cdot e^{-x/1692}$; $r_{adj}^2 = 0.62$). Metingen zijn verricht in de toplaag van het minerale profiel (0-10 cm, rond symbool) en in de strooisellaag vanaf het moment dat deze was ontstaan (S, driehoek symbool).

3.2.2 Punthuizen

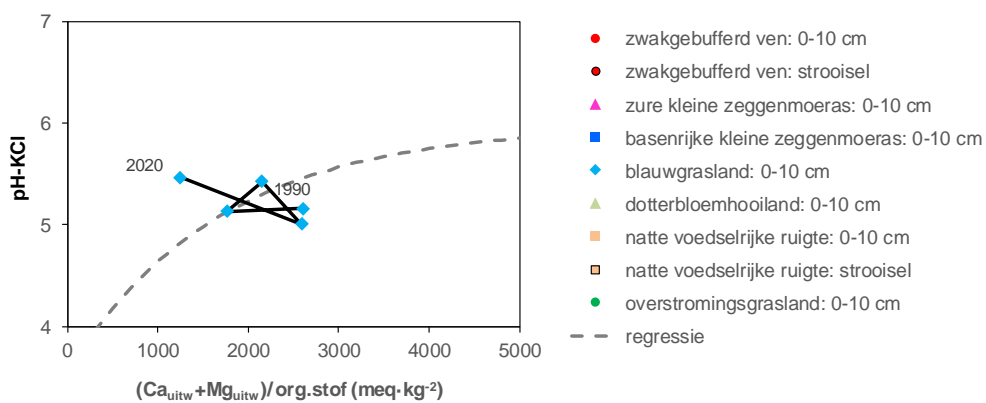
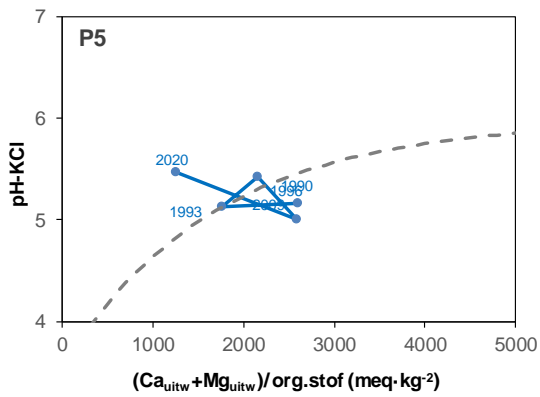
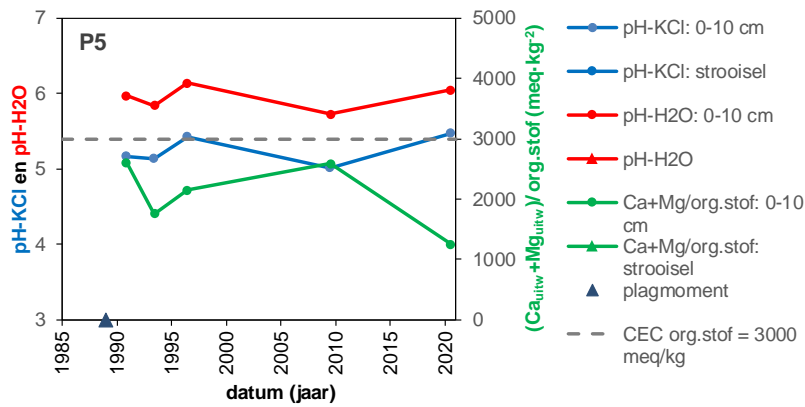
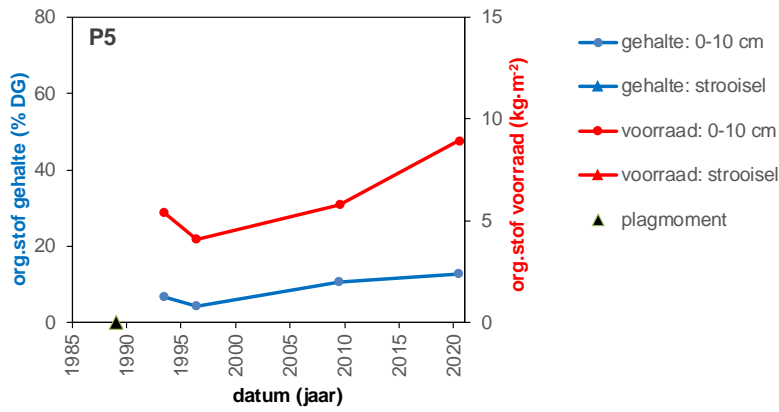
Locatie P5 is geplagd en ligt in de rand van een slenk. De meetreeks startte na het plaggen in 1991. Tussen het 4^e en 7^e jaar na plaggen namen het gehalte en de voorraad organische stof eerst af en daarna toe (Figuur 3.6; P5; 1^e grafiek). De pH-KCl en pH-H₂O waren hoog en fluctueerden iets zonder een duidelijke trend (Figuur 3.6; P5; 2^e en 3^e grafiek). De ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof (BK/OS) was aanvankelijk vrij hoog, met een kleine dip in het 7^e jaar na plaggen en nam tussen 2009 en 2010 sterk af. De plot met de voorraad van organische stof en uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.5) laat zien dat aanvankelijk (4-21 jaar na het plaggen) de voorraad organische stof weinig veranderde en de basenvoorraad toenam. Daarna (21-32 jaar na plaggen) nam de voorraad organische stof sterk toe door bodemvorming en de basenvoorraad iets af door uitloging. Deze laatste veranderingen resulteerde in een sterke afname van de ratio BK/OS en daarmee de basenverzadiging. Opvallend is dat deze daling van de basenverzadiging niet resulteerde in een afname van de pH.

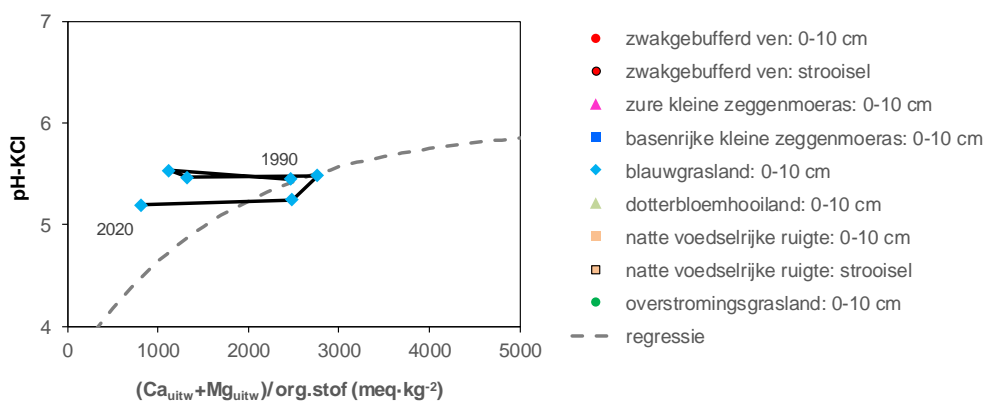
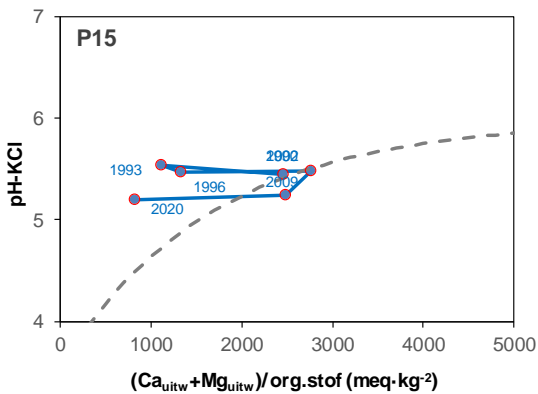
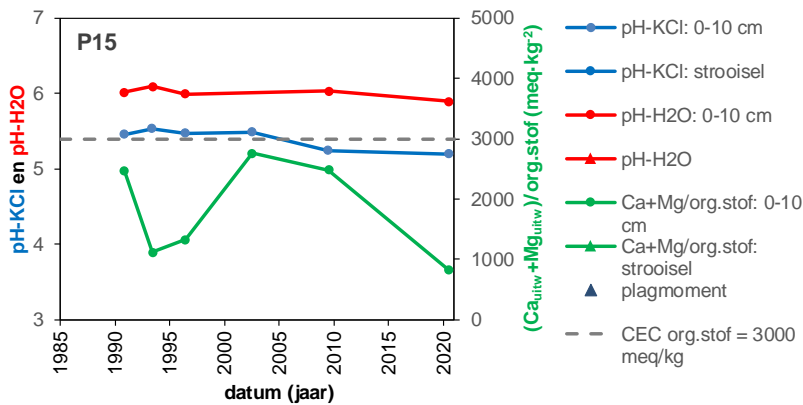
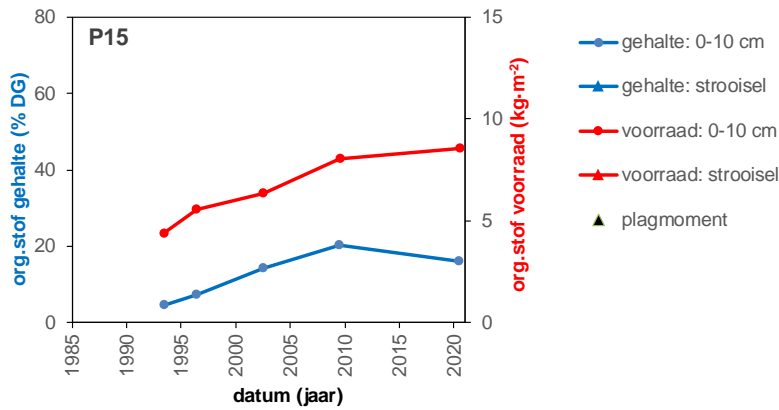
Locatie P15 ligt in een kleine slenk die niet in het recente verleden geplagd is (in ieder geval niet in de jaren '80). Het gehalte en de voorraad organische stof namen toe tussen 1993 en 2009 om vervolgens te stabiliseren (Figuur 3.6; P5; 1^e grafiek). De pH-KCl en pH-H₂O zijn vrij hoog en vertoonden een licht dalende trend. (Figuur 3.6; P5; 2^e en 3^e grafiek). De ratio BK/OM was aan het begin hoog en fluctueerde sterk. In 1993-1995 trad een sterke dip op en aan het eind van de meetreeks (2020) was ze ook laag. De dip in 1993-1995 trad gelijktijdig op met een zwakke dip op locatie P5². De plot met de voorraad van organische stof en uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.5) laat zien dat eerst (1993-2009) de voorraad organische stof en basen sterk toenamen. Daarna (2009-2020) nam de voorraad organische stof nauwelijks toe, terwijl de basenvoorraad zeer sterk afnam door uitloging. Opvallend is dat ook deze uitloging van basen slechts tot een geringe daling van pH leidde.

² 1993-1995 betrof extreem natte jaren waardoor locaties P5 en P15 langdurig waren geïnundateerd op die delen waardoor de meeste kwel hoger in de gradient uittrad. Conform het idee van Jansen en Maas is de locatie in de helling waar kwel maximaal uittreedt vooral het sterkst op de bovenrand van de geïnundeerde laagte. Maar die bovenrand is variabel en fluctueert oiv de weersomstandigheden. Mogelijk verklaart het verschuiven van de kwelzone (hoger in natte jaren, lager in drogere jaren zolang de slenk inundeert een deel van de partronen van basenrijkdom in belangrijke mate.



Figuur 3.5. Trends van voorraad organische stof (voorraad org.stof) en uitwisselbare Ca en Mg (voorraad BC) van de locaties P5 en P15 in Stroothuizen. Elke punt in een meting. Locatie P5 is geplagd, locatie P15 niet. Labels bij locatie P5: getal is het aantal jaren na plaggen. Labels bij locatie P15: B = begin meetreeks (1993), E = eind meetreeks (2020). De stippellijn is de waarde 3000 meq/kg van ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof.





Figuur 3.6. Meetreeksen van het organisch stof en de basenrijkdom in de bodemtoplaag van de locaties P5 en P15 in Punthuizen. 1e grafiek: gehalte en voorraad organisch stof. 2e grafiek: pH-KCl, pH-H₂O en de ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof (BK/OS). 3e en 4e grafiek: pH-KCl in relatie tot BK/OS. In de 4e grafiek wordt voor elke jaar het vegetatietype weer gegeven met symbolen. De grijze stippellijn in de 3e en 4e grafiek geeft de regressie van pH-KCl op BK/OS van de metingen in Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten ($y = 5.98 - 2.42 \cdot e^{-x/1692}$; $r_{adj}^2 = 0.62$). Metingen zijn verricht in de toplaag van het minerale profiel (0-10 cm).

3.2.3 Lemselermaten

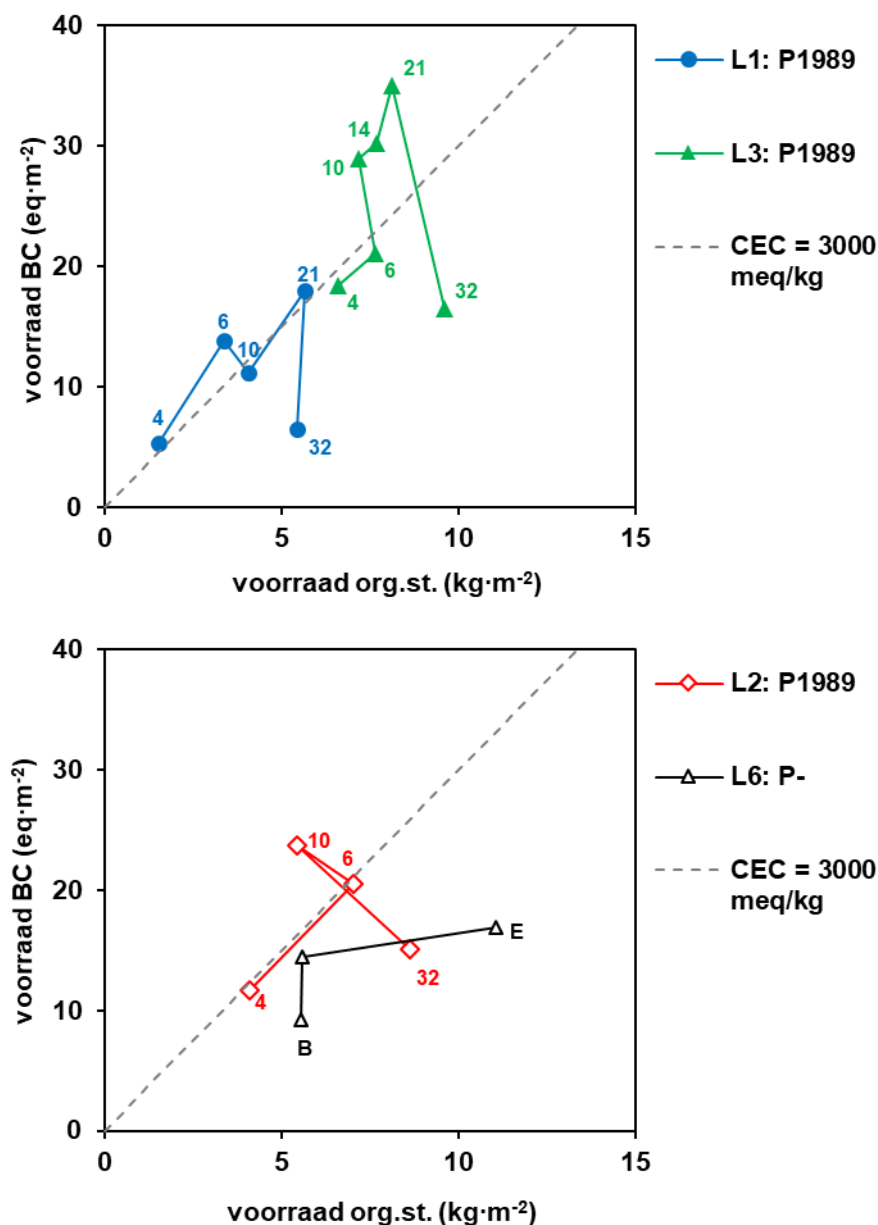
Locatie L1 is in 1989 geplagd waardoor de minerale top laag vlak na het plaggen een zeer laag gehalte en lage voorraad organische stof had (Figuur 3.8, L1, 1e grafiek). Tussen het 4^e en 6^e jaar na plaggen trad sterke accumulatie op van organische stof en daarna voor een lange periode langzamere accumulatie. De pH-KCl en de ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof (BK/OS) zijn aanvankelijk hoog en hadden allen een sterke dalende trend naar lage waarden (Figuur 3.8, L1, 2^e en 3^e grafiek). Locatie L1 is daarmee de sterkst verzurende locatie van alle onderzochte locaties. De ratio BK/OS vertoonde daarbij een grote daling tussen 2009 en 2020. De plot met de voorraad van organische stof en uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.7, bovenste grafiek) laat zien dat eerst (4 tot 21 jaar na plaggen) de voorraad organische stof (door bodemvorming) en basen (door aanvoer van grondwater) sterk toenamen. Daarna (21-32 jaar na plaggen) veranderde de voorraad organische stof nauwelijks meer en nam de basenvoorraad sterk af door uitloging. Dit resulteerde in een daling van de ratio BK/OS en daarmee de basenverzadiging naar een lage waarde. Opvallend is dat de afname van de bodem pH al begon voordat de ratio BK/OS laag was geworden.

Locatie L2 is ook in 1989 geplagd en vertoonde wat betreft ontwikkeling van organische stofgehalte en voorraad een vergelijkbare stijgende trend als locatie L1 (Figuur 3.8, L2, 1e grafiek). De stijgende trend is wel sterker dan van locatie L1 waardoor aan het eind van de meetreeks meer organisch stof is geaccumuleerd. In 1995 trad ook een kleine piek op en tussen 2009 en 2020 zette de accumulatie van organische stof door. De pH-KCl en de ratio BK/OS waren de hele periode hoog en vertoonde een fluctuatie met de laagste waarde in 2009 (Figuur 3.8, L2, 2^e en 3^e grafiek). De ratio BK/OS was vlak na het plaggen hoog, steeg eerst en nam daarna sterk af. De plot met de voorraad van organische stof en uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.7, onderste grafiek) laat een sterke toename zien tussen het 4 en 6 jaar na plaggen van de voorraad organische stof (door bodemvorming) en basen (door aanvoer van grondwater) zien. Tussen het 6^e en 10^e na plaggen veranderde er weinig. Daarna (10-32 jaar na plaggen) nam de voorraad organische stof verder toe (bodemvorming) en de basenvoorraad af (uitloging). De uitloging ging gepaard met een sterke verlaging van de ratio BK/OS en daarmee de basenverzadiging. De verlaging van basenverzadiging leidde niet tot een duidelijke verlaging van de bodem-pH. Aan het eind van de meetreeks is basenverzadiging nog steeds matig hoog.

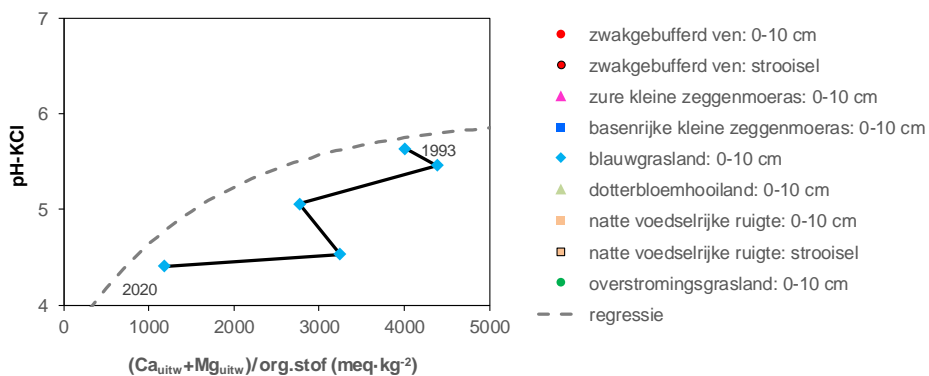
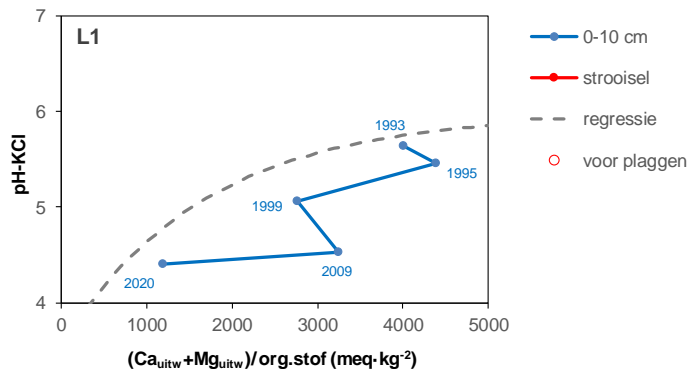
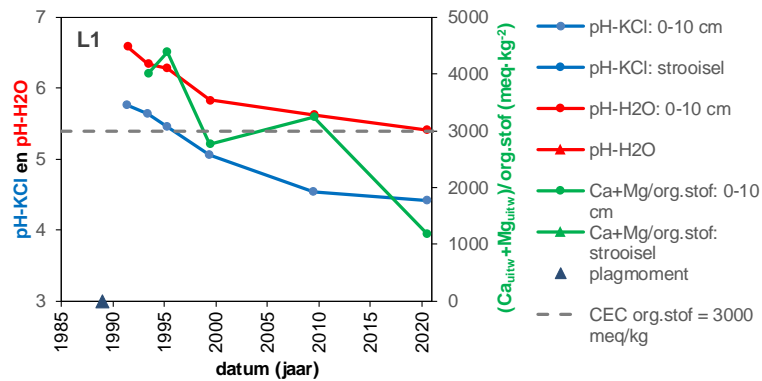
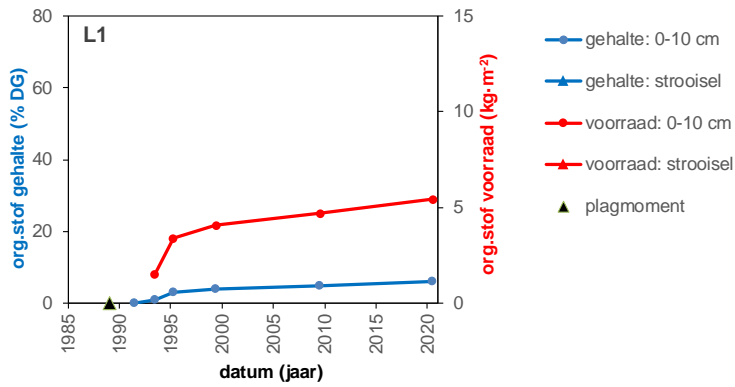
Locatie L3 (geplagd in 1989) vertoont tussen het 4^e en 32^e jaar na plaggen een gestage organisch stof accumulatie (Figuur 3.8, L3, 1e grafiek). Aan het begin van de meetreeks is het gehalte en voorraad organische stofgehalte reeds hoog doordat bij het plaggen een deel van de moerige bodemhorizont is achtergebleven. Aan het einde van de meetreeks is de organisch stof voorraad vergelijkbaar aan die van locatie L2. De pH-KCl en de ratio BK/OS waren de hele periode hoog en vertoonde een fluctuatie met een duidelijke dip in 1995 (Figuur 3.8, L3, 2^e en 3^e grafiek). Na 1995 trad een geleidelijke stijging op. De ratio BK/OS was aanvankelijk ook hoog met net als bij de pH een dip in 1995. Na 2009 vertoonde de ratio BK/OS geen synchroon verloop meer met de bodem pH, en daalde sterk naar een matig hoge waarde in 2020. De plot met de voorraad van organische stof en uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.7, bovenste grafiek) laat zien dat aanvankelijk (4-21 na plaggen) een toename optrad de voorraad organische stof (door bodemvorming) en de basenvoorraad (door toevoer van grondwater). Daarna (21-32 jaar na plaggen) nam de voorraad organische stof nog steeds toe, maar daalde basenvoorraad sterk door uitloging. De basenvoorraad aan het eind van de meetreeks was daardoor weer vergelijkbaar met die aan het begin. De uitloging van basen ging gepaard met een sterke verlaging van de ratio BK/OS en daarmee de basenverzadiging. Die leidde niet tot een verlaging van de bodem pH. De trends van voorraad organische stof en basen is sterk vergelijkbaar met die van locatie L1, waarbij de voorraden van locatie L3 veel hoger zijn dan die van locatie L1.

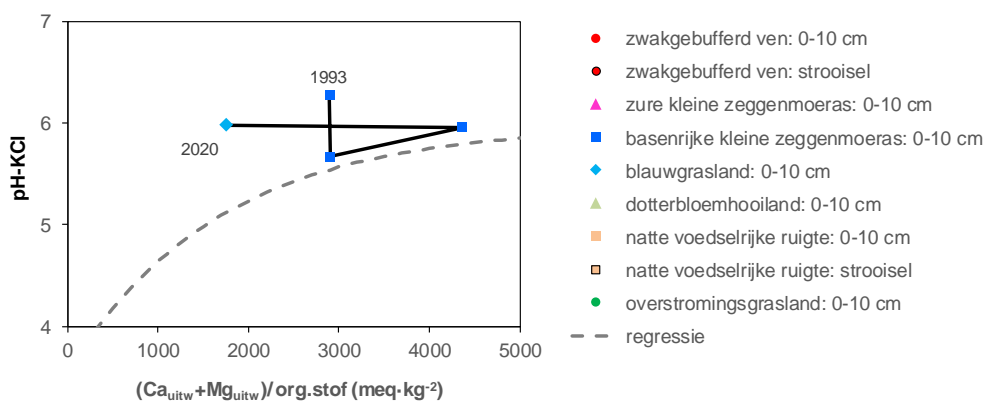
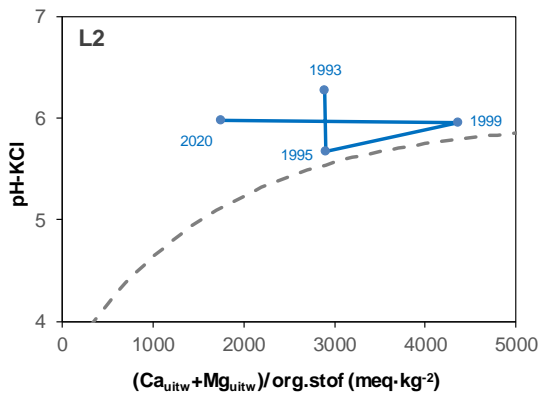
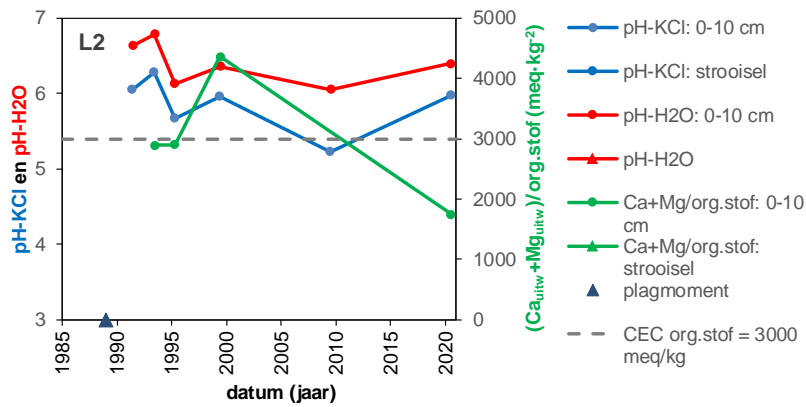
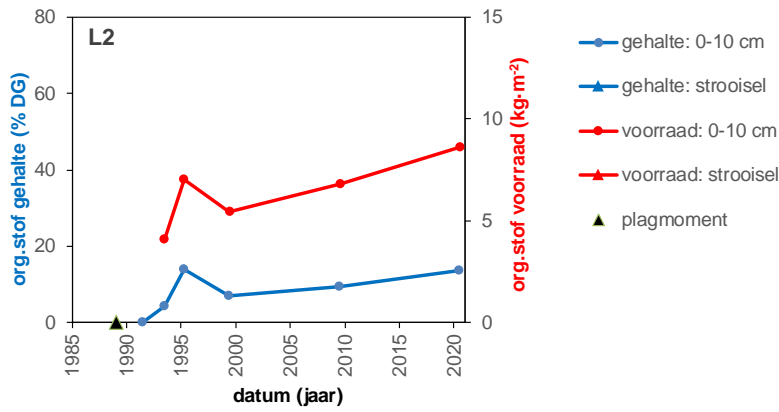
Locatie L6 is niet geplagd en heeft een moerige bodem. Het gehalte en de voorraad organisch stofgehalte waren aan het begin van de meetreeks vrij hoog en namen verder toe

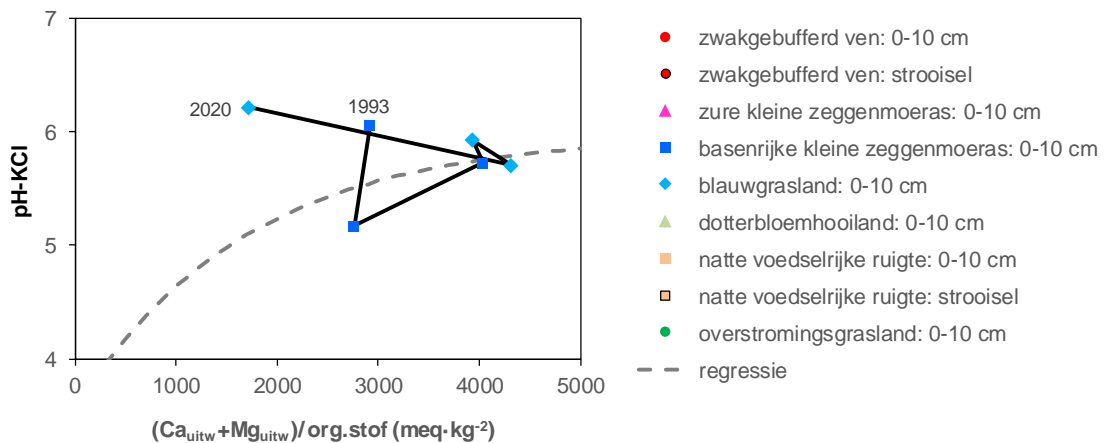
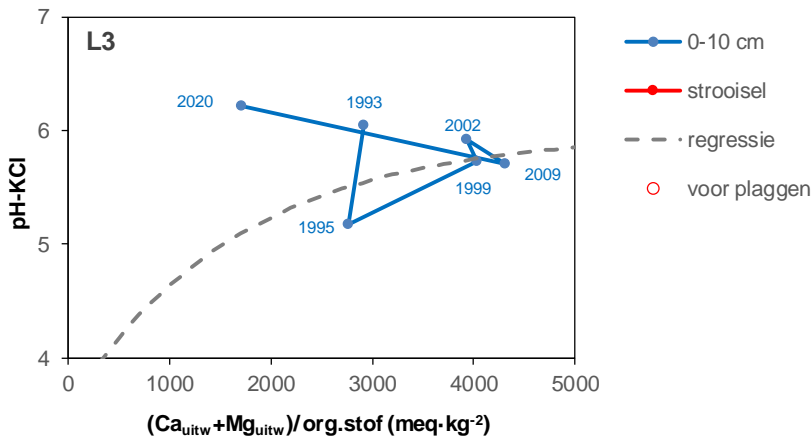
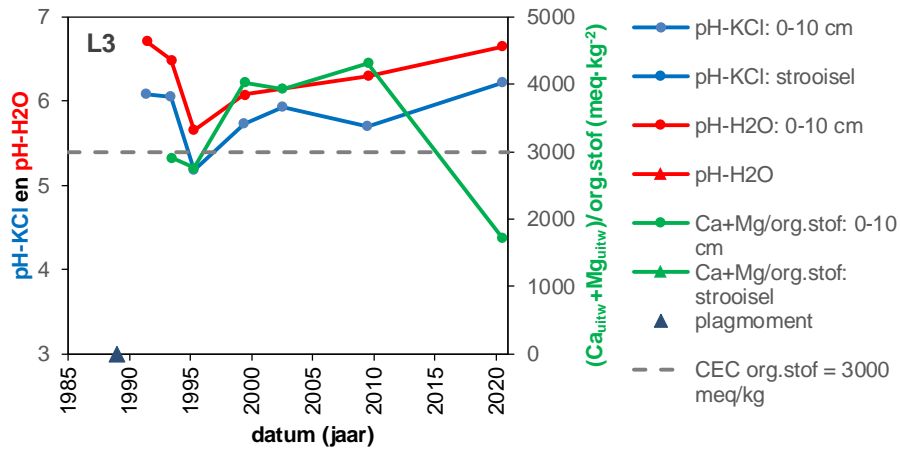
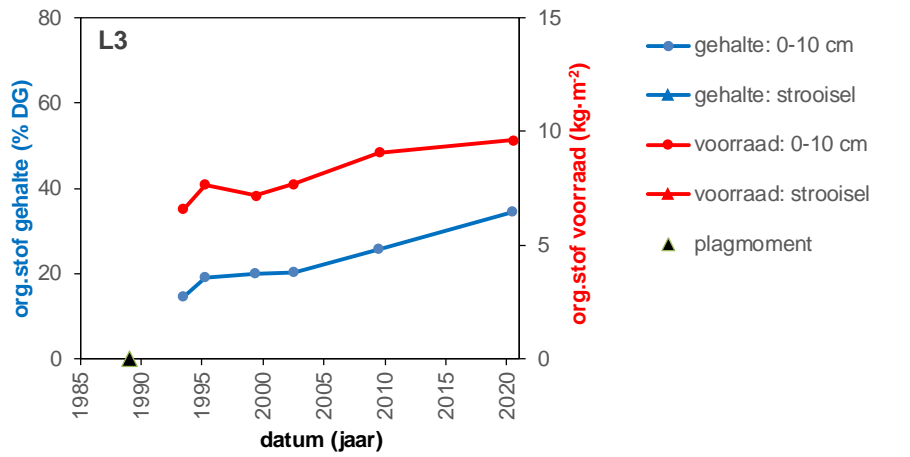
(Figuur 3.8, L6, 1^e grafiek). De pH-KCl en pH-KCl waren de hele periode hoog en vertoonde een fluctuatie met een duidelijke dip gedurende 1995-1999 (Figuur 3.8, L6, 2^e en 3^e grafiek). De ratio BK/OS was matig hoog, fluctueerde iets zonder een duidelijke lange termijn trend. De plot met de voorraad van organische stof en uitwisselbaar Ca en Mg (Figuur 3.7, onderste grafiek) laat over een periode 27 jaar een toename zien van de voorraad organische stof (door bodemvorming) en de basenvoorraad (door toevoer van grondwater).

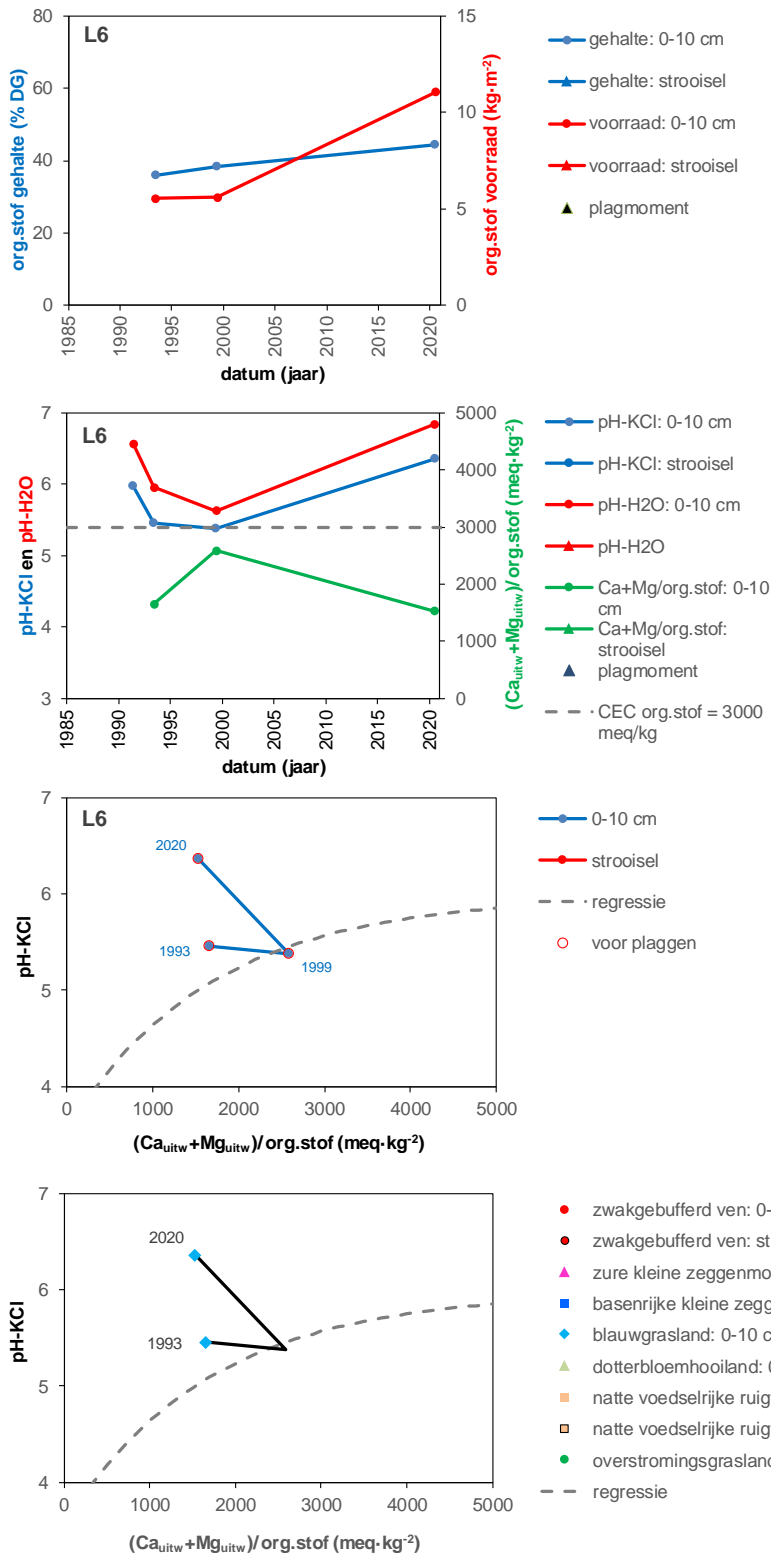


Figuur 3.7. Trends van voorraad organische stof (voorraad org.stof) en uitwisselbare Ca en Mg (voorraad BC) van de locaties L1, L2, L3 en L6 in Lemselermaten. Elke punt in een meting. Locaties L1, L2 en L3 zijn geplagd, locatie L6 niet. Labels bij de geplagde locaties: getal is het aantal jaren na plaggen. Labels bij de ongeplagde locatie: B = begin meetreeks (1993), E = eind meetreeks (2020). De stippellijn is de waarde 3000 meq/kg van ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof.









Figuur 3.8. Meetreeksen van het organisch stof en de basenrijkdom in de bodemtoplaag van de locaties L1, L2, L3, en L6 in Lemselermaten. 1e grafiek: gehalte en voorraad organisch stof. 2e grafiek: pH-KCl, pH-H₂O en de ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof (BK/OS). 3e en 4e grafiek: pH-KCl in relatie tot BK/OS. In de 4e grafiek wordt voor elke jaar het vegetatietype weer gegeven met symbolen. De grijze stippellijn in de 3e en 4e grafiek geeft de regressie van pH-KCl op BK/OS van de metingen in Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten ($y = 5.98 - 2.42 \cdot e^{-x/1692}$; $radj2 = 0.62$). Metingen zijn verricht in de toplaag van het minerale profiel (0-10 cm, rond symbool).

3.3 Ontwikkeling vegetatie

3.3.1 Stroothuizen

Soortensamenstelling vegetatie

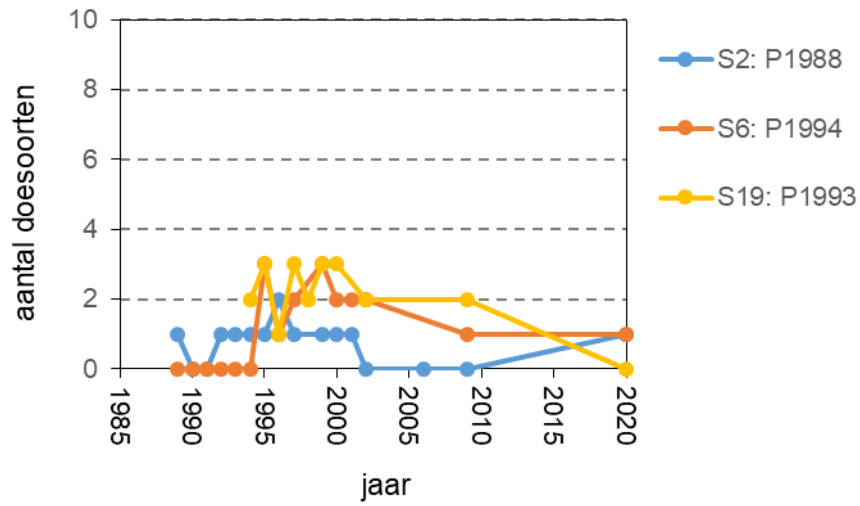
Locatie S2 (Figuur 3.10, bovenste grafieken) had in de eerste 8 jaar na plaggen een (afwisselend) hoog aandeel in bedekking van soorten van zwak gebufferde vennen (vooral Egelboterbloem), zure kleine zeggenmoerassen (vooral Kruiwend struisgras), dotterbloemhooilanden (vooral Zomprus, Veldrus, Moerasrolklaver). In deze periode nam het aandeel van soorten van droge-vochtige voedselrijke graslanden toe. In het 1e jaar hadden soorten van overstromingsgrasland ook een hoog aandeel. Na het achtste jaar na plaggen werd het aandeel van soorten van natte voedselrijke ruigten groot doordat Hennegras een hoge bedekking kreeg. Soorten van zwak gebufferde vennen, zure kleine zeggen en dotterbloemhooilanden hebben dan ook nog een hoog aandeel. In de moslaag overheerst Gewoon puntmos die aanvankelijk een lage bedekking had en later een in sommige jaren hoge bedekking bereikte. Al met al trad ontwikkeling op van een dotterbloemhooiland naar een natte ruigte van Hennegras.

Locatie S6 (Figuur 3.10, middelste grafieken) was voor het plaggen een overstromingsgrasland met een hoog bedekkingsaandeel van soorten van overstromingsgraslanden (vooral Fioringras) en droge-vochtige voedselrijke graslanden (vooral Gestreepte witbol). Na het plaggen ontwikkelde zich een dotterbloemhooiland met een hoog aandeel van soorten van dotterbloemhooilanden (vooral Zomprus en Moerasrolklaver), en daarnaast ook wisselend soorten van overstromingsgraslanden, rietmoerassen en droge-vochtige voedselrijke graslanden. 15 jaar na het plaggen (2009) is het aandeel van deze soortgroepen sterk afgenomen en is Hennegras gaan domineren (natte voedselrijke ruigten). Na het plaggen hebben soorten van zwak gebufferde vennen (Egelboterbloem, Grote waterranonkel), basenrijke kleine zeggenmoeras (Moeras bastaardwederik, Ruw walstro) en zure kleine zeggenmoeras (Schildereprijs, Zompzegge, Zwarte zegge) een gering aandeel. Na het plaggen was in de moslaag Gewoon puntmos de overheersende soort en af en toe Hartbladig puntmos. In het laatste jaar heeft Gewoon haakmos (droge-vochtige voedselrijke graslanden) de overhand. Het aantal basenminnende doelsoorten (vaatplanten) na het plaggen is gering (1-2) (Figuur 3.9).

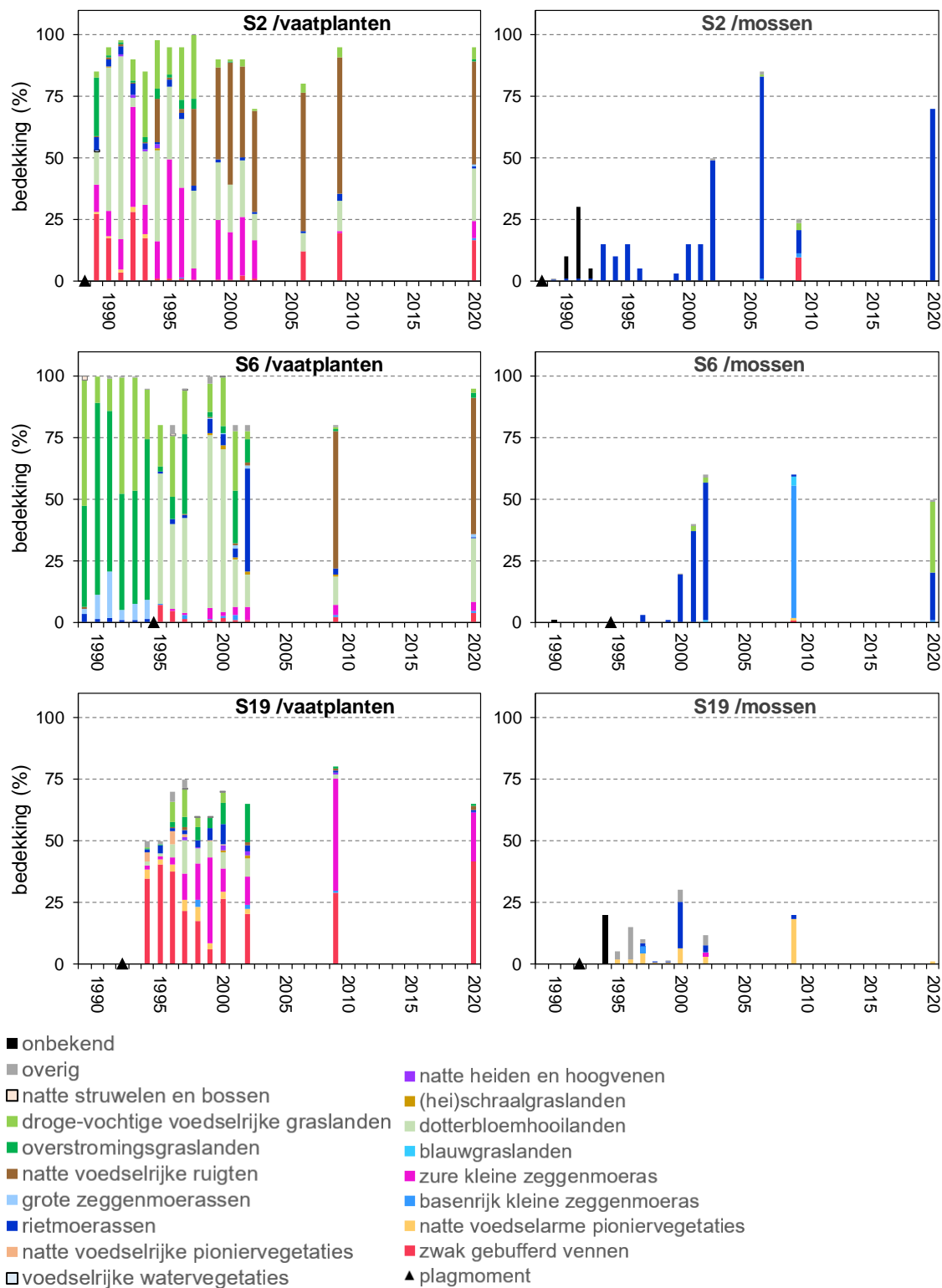
De vegetatie op **locatie 19** (Figuur 3.10, onderste grafieken) heeft zich ontwikkeld na afgraven van een maisperceel. Al snel ontstond een zwakgebufferde venvegetatie met soorten als Veelstengelige waterbies, Moerashertshooi, Knolrus, Egelboterbloem en Waternavel. In de eerste jaren had Waterpunge een relatief hoge bedekking, maar aan het eind is ze verdwenen. In het begin hadden de volgende soortgroepen een gering aandeel: natte voedselarme pioniervegetatie een gering aandeel (Dwergzegge, Wijdbloeiende rus) en rietmoerassen (Moeraswalstro, Gewone waterbies, Grote waterweegbree), overstromingsgraslanden (Geknipte vossenstaart, Zilver schoon). Vrij snel werd het aandeel van soorten van zure kleine zeggenmoeras (Gewone zegge, Zompzegge, Snavelzegge, Kruiwend struisgras) groot.

Aantal basenminnende doelsoorten

Op al de drie locaties was het aantal basenminnende doelsoorten (vaatplanten) na het plaggen gering (max. 4) (Figuur 3.9). Na 10 tot 15 jaar na plaggen nam dat aantal weer af. De aantallen waren in Stroothuizen lager dan die in Punthuizen en Lemselermaten.



Figuur 3.9. Aantal basenminnende doelsoorten (alleen vaatplanten) van de locaties S2, S6 en S19 in Stroothuizen.



Figuur 3.10. Ontwikkeling van de bedekking van ecologische soortgroepen voor vaatplanten in de kruidlaag (rechts) en mossen (links) in Stroothuizen. De zwarte driehoek op de x-as geeft het plagmoment aan.

3.3.2 Punthuizen

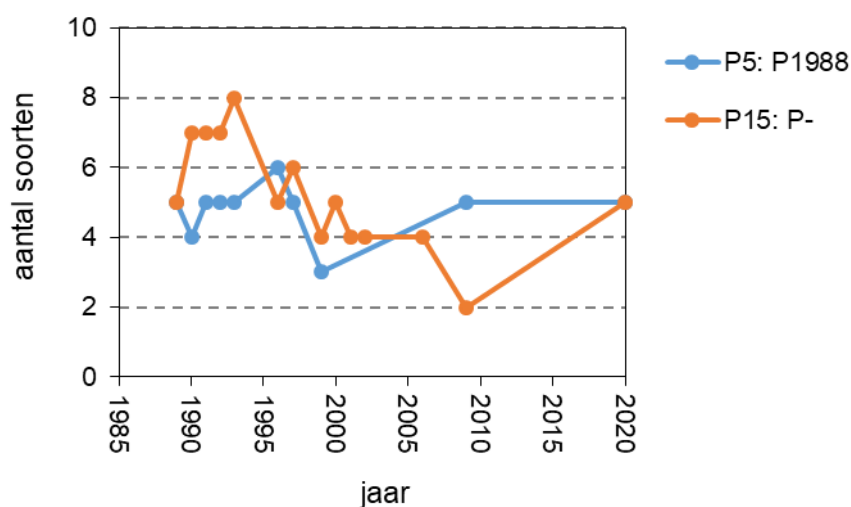
Soortensamenstelling vegetatie

Op **locatie P5** (Figuur 3.12, bovenste grafieken) ontwikkelde zich na het plaggen een basenrijke vorm van blauwgrasland met de soorten Blauwe zegge, Veelbloemige veldbies, Gevlekte orchis en aan eind van de meetperiode ook Knoopkruid en Blauwe knoop. Daarnaast kwamen ook soorten voor van basenrijke kleine zeggenmoerassen (Ruw walstro, Moeraswespenorchis en de eerste jaren ook Vetblad en Sierlijke vetmuur) van zure kleine zeggenmoerassen (Moerasstruisgras, Zwarte zegge, Moerasviooltje). De soortgroepen met een groot aandeel zijn dotterbloemhooilanden (Kale jonker, Zomprus, Veldrus, Moerasrolklaver, Echte koekoeksbloem, Kleine valeriaan), droge-vochtige voedselrijke graslanden (Rood zwenkgras, Gestreepte witbol, Gewoon struisgras, Gewoon reukgras, Witte klaver, Wilde bertram, Gewone brunel, Scherpe boterbloem, Kruipende boterbloem). Het aandeel van laatstgenoemde soortgroep nam toe, terwijl soorten van zwakgebufferde vennen (Gewone waternavel, Egelboterbloem, Knolrus) die in het begin aanwezig waren, verdwenen. Aan het einde van de meetreeks kreeg de soortgroep natte voedselrijke ruigten een hoger aandeel door toename van Gewone wederik. De mosbedekking was aanvankelijk matig hoog tot hoog en aan het eind laag. Aan begin overheerste Gewoon puntmos en later Gewoon haakmos.

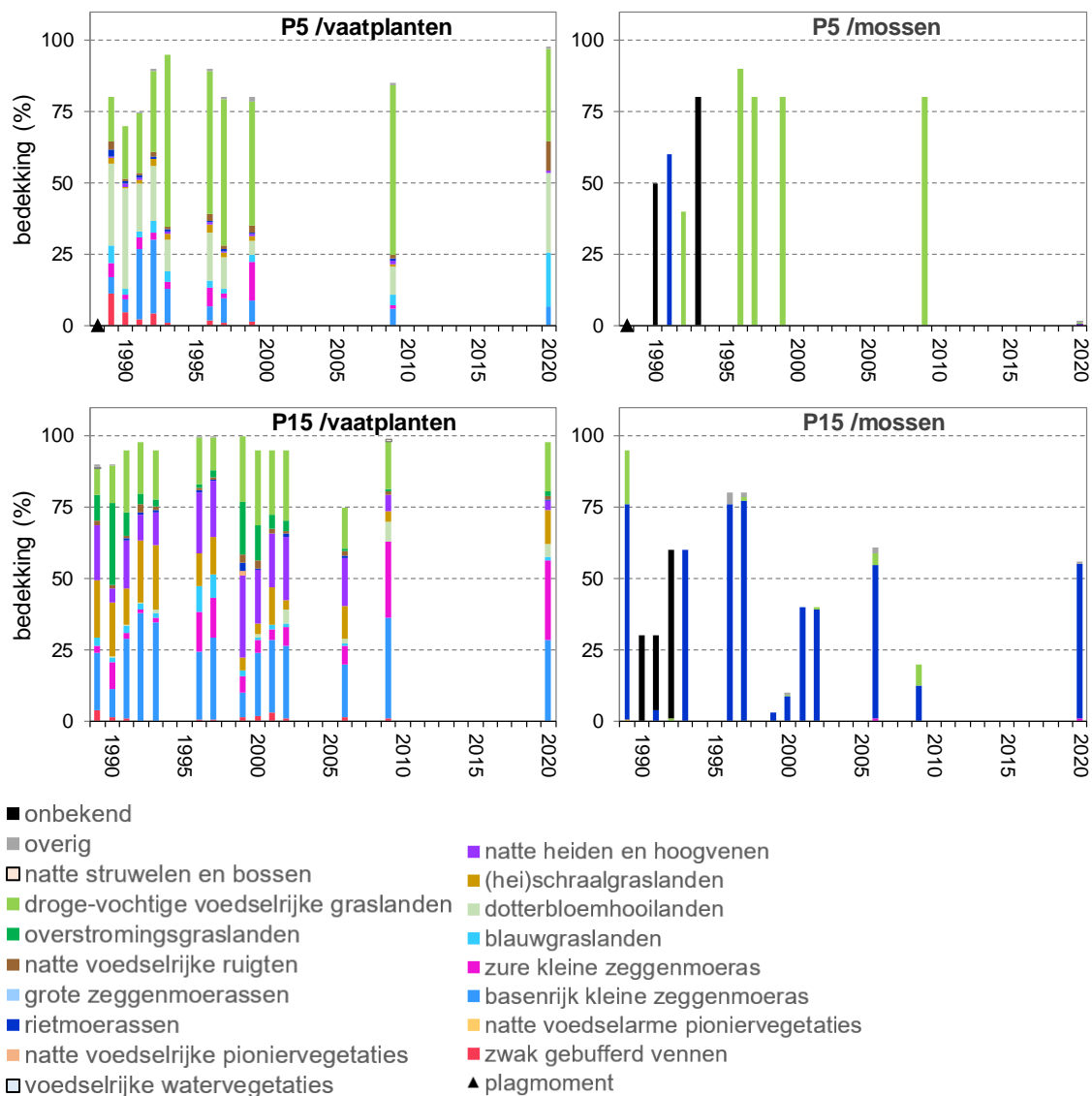
Op **locatie P15** (Figuur 3.12, onderste grafieken) is de hele meetperiode een basenrijke vorm van blauwgrasland aanwezig met Blauwe zegge en Spaanse ruiter. Het heeft een hoog aandeel van soorten van basenrijke kleine zeggenmoeras (Alpenrus, Ruw walstro, Moeraswespenorchis). Daarnaast bestaat de vegetatie uit Pijpenstrootje, soorten van droge-vochtige graslanden (Rood zwenkgras, Gestreepte witbol, Gewoon struisgras, Gewoon reukgras, Witte klaver, Scherpe boterbloem, Kruipende boterbloem) en soorten van heischraalgraslanden (Tandjesgras, Stijve ogentroost, Tormentil, Kruipwilg). Het aandeel van soorten van zure kleine zeggenmoerassen nam toe (Moerasstruisgras, Zwarte zegge, Moerasviooltje). De mosbedekking was sterk wisselend en Gewoon puntmos was de dominante soort.

Aantal basenminnende doelsoorten

Op locatie P5 schommelde het aantal basenminnende doelsoorten (vaatplanten) tussen de 3 en 6 zonder duidelijke trend na het plaggen gering (Figuur 3.12). Op locatie P15 fluctueerde het aantal doelsoorten tussen de 2 en 8 met een piek in 1993 en een dieptepunt in 2009.



Figuur 3.11. Aantal basenminnende doelsoorten (alleen vaatplanten) van de locaties P5 en P15 in Punthuizen.



Figuur 3.12. Ontwikkeling van de bedekking van ecologische soortgroepen voor vaatplanten in de kruidlaag (rechts) en mossen (links) in Punthuizen. Indien geplagde geeft de zwarte driehoek op de x-as het plagmoment. Locaties P15 is niet geplagd.

3.3.3 Lemselermaten

Op **locatie L1** (Figuur 3.13) ontwikkelde zich na het plaggen snel een basenrijke vorm van blauwgraslanden met de soorten Zeegroene zegge, Blonde zegge, Blauwe zegge, Vlozegge, Gevlekte orchis en Veelbloemige veldbies, Biezenknoppen). Het aandeel van deze soorten nam in de eerste 11 jaar na plaggen toe en daarna weer af. In het begin waren ook soorten van natte voedselarme pioniervegetaties aanwezig (Dwergzegge, Draadgentiaan, Borstelbies, Wijdbloeiende rus). Soorten van basenrijke kleine zeggenmoerassen (Ruw walstro, Moerasbasterdwederik, Vleeskleurige orchis) hadden een geringe bedekking. Soorten van droge-vochtige voedselrijke graslanden hadden vanaf het begin een groot aandeel in de vegetatie dat later nog toenam. Daarnaast hadden soorten van dotterbloemhooilanden een aanzienlijk aandeel (Kale jonker, Lidrus, Veldrus, Zomprus, Moerasrolklaver). Het aandeel van soorten van natte voedselrijke ruigten (Hennegras, Koninginnenkruid, Moerasspirea, Grote wederik) en heischraalgraslanden (Gewoon biggenkruid) was wisselend. De mossen namen snel toe naar een hoge bedekking. Tot en met het 14e jaar na plaggen overheerste Gewoon puntmos en daarna was Gewoon haakmos de dominante soort. Verder kwam af en toe Groot vedermos (basenrijke kleine zeggenmoerassen) voor.

Locatie L2 (Figuur 3.13) is natter dan de vorige locatie en ontwikkelde zich na het plaggen snel tot een basenrijk kleine zeggenmoeras en later naar een basenrijke vorm van blauwgraslanden. In het begin waren ook soorten van natte voedselarme pioniervegetaties aanwezig (Dwergzegge, Borstelbies, Wijdbloeiende rus) aanwezig. 5 tot 14 jaar na het plaggen was het aandeel van basenrijke kleine zeggenmoerassen hoog door een hoge bedekking van Armbloemige waterbies. Daarna nam deze soort sterk af. Van deze soortgroep kwamen verder voor: Ruw walstro, Vetblad en af en toe Breed wollegras. Het aandeel van soorten van blauwgraslanden (Zeegroene zegge, Blonde zegge, Blauwe zegge, Vlozegge, Gevlekte orchis, Biezenknoppen, Veelbloemige veldbies) nam ook snel toe en is het hoogst in het laatste jaar. Soorten van dotterbloemhooilanden (Zomprus, Kale jonker, Lidrus, Moerasrolklaver, Kleine valeriaan) hadden een hoog aandeel in de eerste jaren na plaggen en namen daarna sterk af. Aan het eind van de meetreeks werd het aandeel van soorten van droge-vochtige voedselrijke graslanden hoog (door toename van Rood zwenkgras) en nam die van heischraalgraslanden toe (door toename van Tormentil). In het 5e tot 13e jaar na plaggen was de mosbedekking hoog met een dominantie van Gewoon puntmos. Later was de mosbedekking laag. Verder kwam af en toe met een lage bedekking Groot vedermos (basenrijke kleine zeggenmoerassen) voor.

Locatie L3 (Figuur 3.13) is ook natter dan locatie L1 en ontwikkelde zich snel na het plaggen tot een basenrijke kleine zeggenmoeras en later naar een basenrijke vorm van blauwgraslanden. In het begin waren ook soorten van natte voedselarme pioniervegetaties aanwezig (Dwergzegge, Borstelbies, Wijdbloeiende rus) aanwezig. 3 tot 11e jaar na plaggen was het aandeel van basenrijke kleine zeggenmoerassen hoog door een hoge bedekking van Armbloemige waterbies die daarna sterk afnam. Van deze soortgroep kwamen verder Ruw walstro, Moeraswederik voor. Soorten van dotterbloemhooilanden (Kale jonker, Brede orchis en Rietorchis, Lidrus, Zomprus, Kleine valeriaan) hadden aan het begin en aan het einde van de meetreeks een hoog aandeel. Soorten van natte voedselrijke ruigten hebben een wisselend aandeel waarbij Moerasspirea en Grote wederik de belangrijkste soorten zijn. Aan het eind van de meetreeks werd het aandeel van soorten van droge-vochtige voedselrijke graslanden hoog (door toename van Rood zwenkgras). De mossen namen geleidelijk toe naar een hoge bedekking en daarna af naar een zeer lage bedekking. Meestal was Gewoon puntmos de belangrijkste soort, en af en toe hadden Stomp boogsterrenmos en Gerimpeld platmos een hoge bedekking.

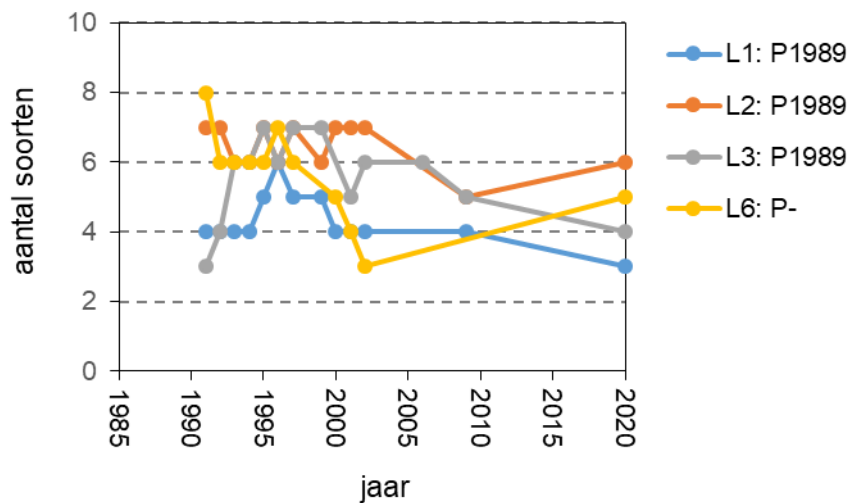
Locatie L6 (Figuur 3.13) is niet geplagd, de vegetatie bestond tijdens de hele meetperiode uit een basenrijke vorm van blauwgraslanden met de soorten Bevertjes, Blauwe zegge, Vlozegge, Gevlekte orchis, Biezenknoppen, Veelbloemige veldbies en af en toe Grote keverorchis. Op het laatst was het aandeel van deze soortgroep het hoogst. Zwarte zegge (zure kleine zeggenmoerassen) had de eerste jaren een hoog aandeel. Soorten van

basenrijke kleine zeggenmoerassen (Ruw walstro, Waterdrieblad) hadden een lage bedekking. De bedekking van soorten van natte voedselrijke ruigten (Gewone engelwortel, Hennegras, Moerasspirea, Grote wederik, Koninginnenkruid) nam eerst toe naar een hoge waarde en daarna weer af.

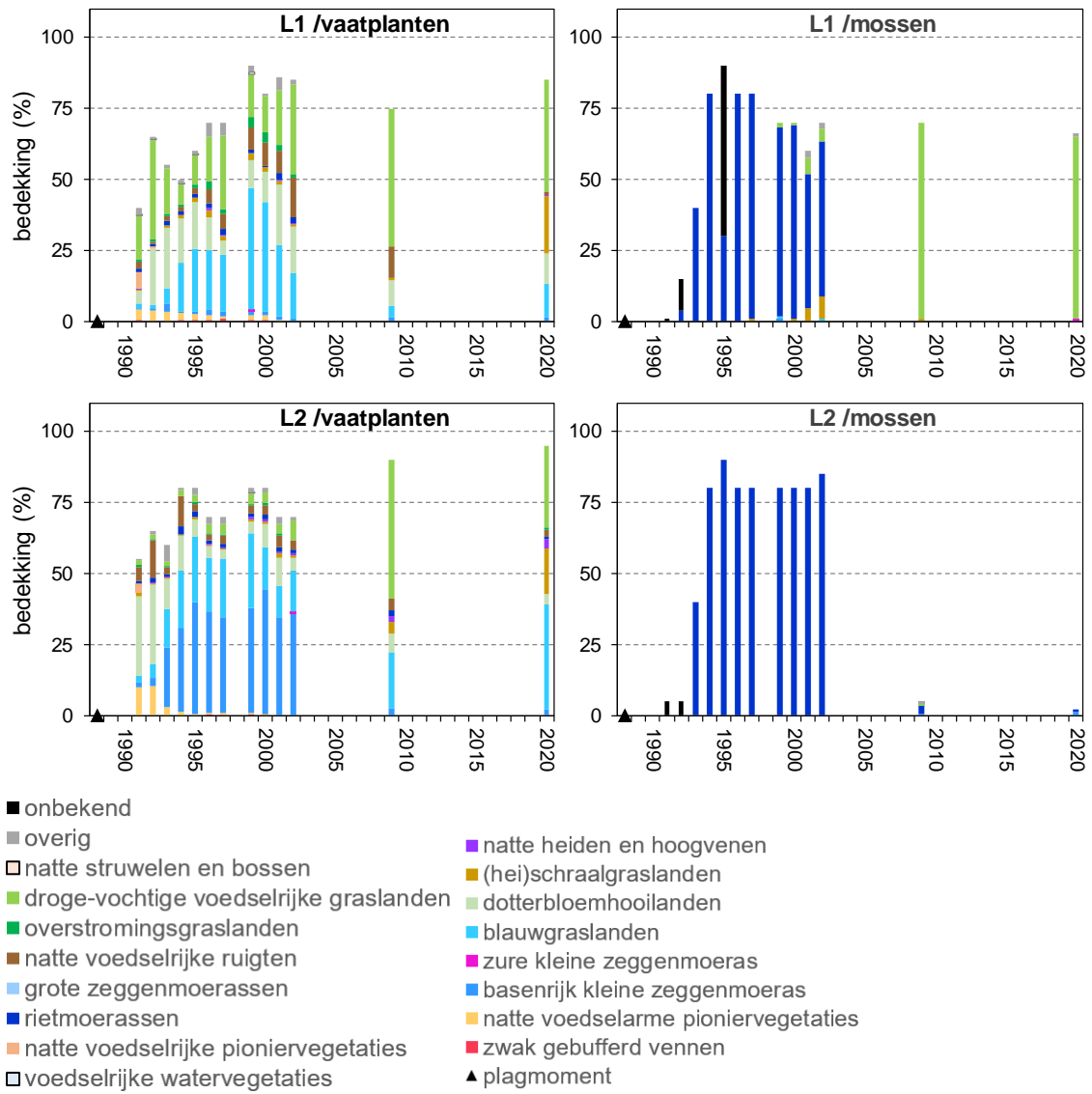
De mosbedekking was meestal matig hoog en in het laatste jaar laag. Belangrijkste mossoort is gewoon puntmos. Verder kwam met een lage bedekking Groot vedermos (basenrijke kleine zeggenmoerassen) voor.

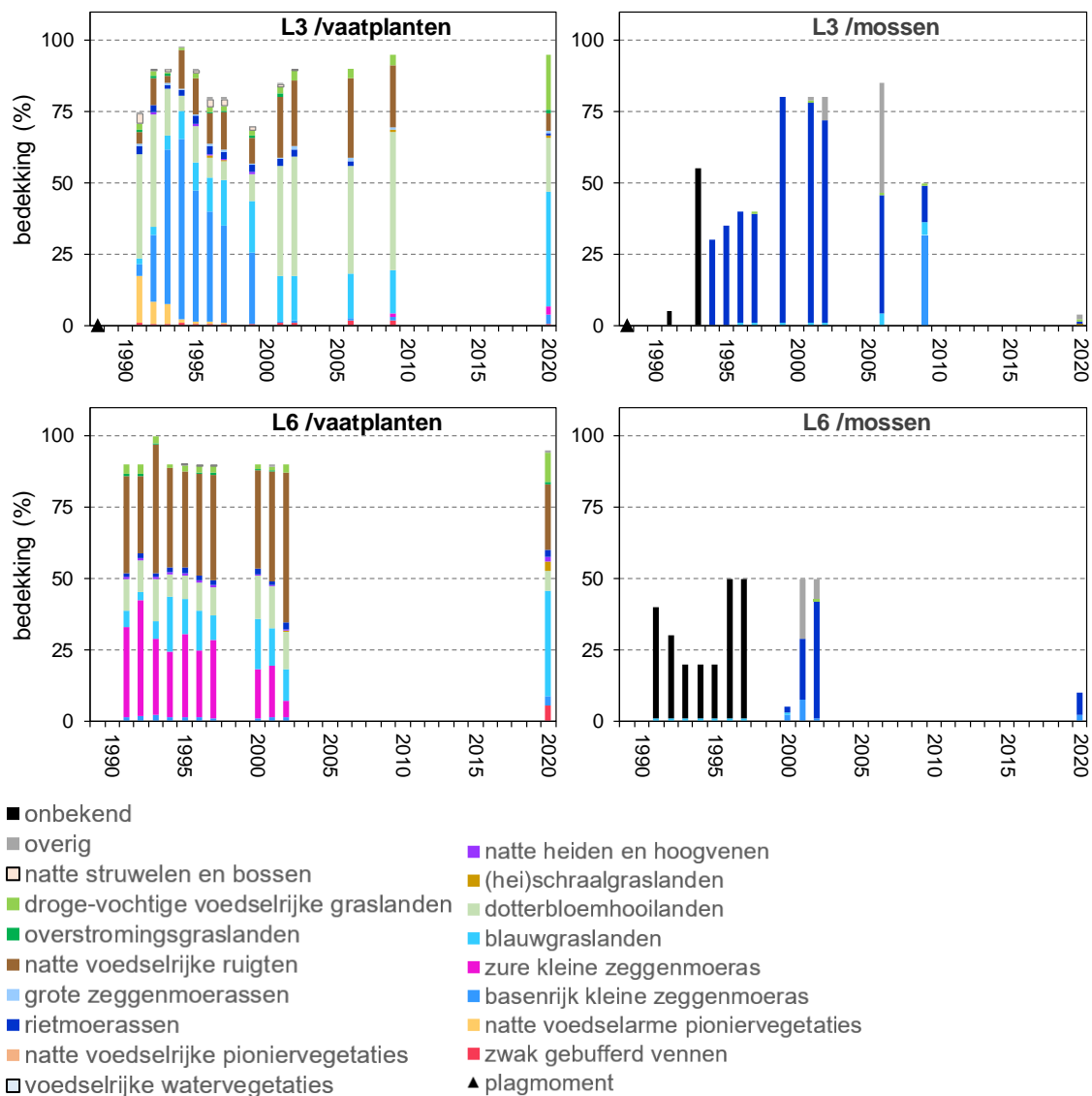
Aantal basenminnende doelsoorten

Op de geplagde locaties L1, L2, en L3 is in een periode van 10 tot 20 jaar het aantal basenminnende doel soorten hoog (5-8) (Figuur 3.13). Daarna neemt het aantal iets af. De niet geplagde locatie L6 had een duidelijke afname.



Figuur 3.13. Aantal basenminnende doelsoorten (alleen vaatplanten) van de locaties L1, L2, L3 en L6 in Lemselermaten.





Figuur 3.14. Ontwikkeling van de bedekking van ecologische soortgroepen voor vaatplanten in de kruidlaag (rechts) en mossen (links) in Lemselermaten. Indien geplagde geeft de zwarte driehoek op de x-as het plagmoment. Locatie L6 is niet geplagd.

3.4 Samenhang ontwikkeling vegetatie en basentoestand

Relatie vegetatie met basenverzadiging en zuurgraad

In Figuur 3.15 wordt de relatie tussen vegetatietypen en basenverzadiging en zuurgraad weergegeven. Basenrijk kleine zeggenmoeras komt alleen voor bij een hoge ratio van uitwisselbare Ca+Mg met organische stof (BK/OS; 2500-4500 meq/kg) en pH-KCl (5.0-6.3). De meeste metingen in blauwgraslandvegetatie hebben ook een intermediaire tot hoge ratio BK/OS (>1000 meq/kg) en pH-KCl (5.0-6.4). Enkele locaties hebben een lagere ratio BK/OS en pH. Dotterbloemhooilanden bestrijken een vergelijkbare range. Zwakgebufferd ven komt voor bij een lage tot vrij hoge waarde. De meeste natte voedselrijke ruigten met dominantie van Hennegrass hebben een lage ratio BK/OS (400-1500 meq/kg) en pH-KCl (4,1-4,9).

Het aandeel van ecologische soortgroepen (ratio bedekking soortgroep met bedekking kruidlaag) vertoont ook een duidelijke relatie met basenverzadiging en zuurgraad (Figuur 3.15). Soorten van basenrijke kleine zeggenmoerassen en blauwgraslanden hebben een hoog aandeel bij een hoge ratio BK/OS en pH-KCl. Soorten van dotterbloemhooilanden bestrijken een brede range. Soorten van zure kleine zeggenmoeras komen voor bij een lage tot intermediaire basenrijkdom en soorten van zwakgebufferde vennen en natte voedselrijke ruigten van lage tot een hoge basenrijkdom.

Het aantal basenminnende doelsoorten is meestal het hoogst (3-8) bij een ratio BK/OS > 1000 meq/kg en een pH-KCl > 5.0. Bij lagere waarden voor beide variabelen is het aantal soorten gering (0-2).

Relatie voorraad organische stof en voorraad basische kationen met vegetatie

In Figuur 3.18 (bovenste grafiek) wordt weergegeven bij welke combinaties van voorraad organische stof en voorraad basische kationen in de bodemtoplaag vegetatietypen zijn aangetroffen. Basenrijke kleine zeggenmoeras zijn aangetroffen bij intermediaire voorraad organische stof en hoge voorraad basen in een jong stadium na plaggen. Deze metingen hebben een positie linksboven in de grafiek rond en boven de isolijn met ratio BK/OS = 3000 meq/kg. Blauwgrasland komt voor bij een brede range voor de voorraad organische stof en basen, maar wel meestal boven de isolijn met ratio BK/OS = 1000 meq/kg. De brede range hangt mede samen met een voorkomen als jong en oud successiestadium. Zure kleine zeggenmoeras en dotterbloemhooiland komen voor bij lage voorraden (jonge successiestadia na plaggen). Natte voedselrijke ruigten met dominantie van Hennegrass zijn alleen aangetroffen bij de combinatie van een relatief grote voorraad organische stof en een lage voorraad basen (verschijnt later in de successie). Zwak gebufferde vennen bestrijken een intermediaire tot hoge voorraad organische stof en lage tot intermediaire voorraad basen (jong tot ouder successiestadium na plaggen).

Een hoog aantal basenminnende doelsoorten (4-8) komt voor bij een brede range van de voorraad organische stof en basen (Figuur 3.18). Meestal is dat het geval op en boven de isolijn ratio BK/OS = 1000 meq/kg.

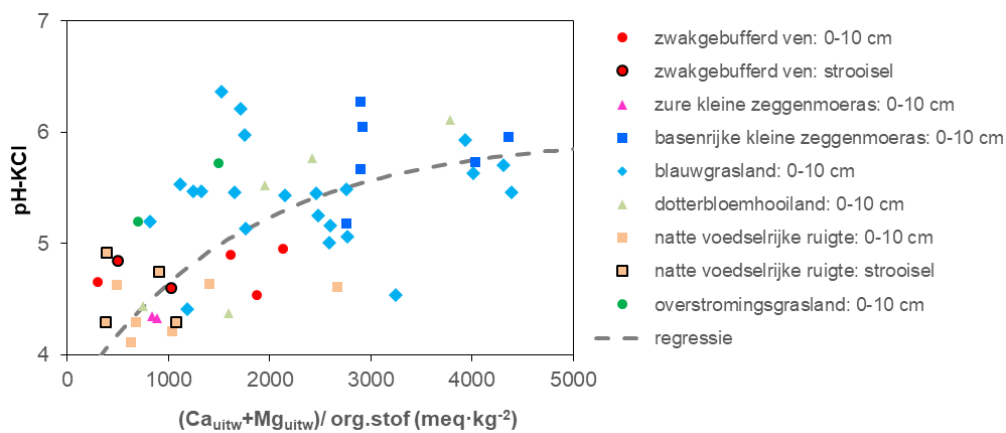
Veranderingen vegetatie onder invloed van verandering basenhuishouding

In Stroothuizen traden de volgende ontwikkelingen op. Bij een afname van de ratio BK/OS en bij een relatief lage pH trad na plaggen zich op locaties S2 een ontwikkeling op van dotterbloemhooiland naar natte voedselrijke ruigte met dominantie Hennegrass (Figuur 3.4). Soortgelijke vegetatie-ontwikkeling trad op bij locatie S6 (Figuur 3.4). Daarbij daalde ook de pH van een hoge naar een lage waarde. Op beide locaties trad de vegetatieontwikkeling op bij een gestaagde toename van de voorraad organische stof en in eerste instantie een toename van de basenvoorraad door grondwateraanvoer en later een afname door uitloging (Figuur 3.3). Op locaties S19 handhaafde zich na plaggen bij afname van de ratio BK/OS en relatief lage pH een zwakgebufferde venvegetatie maar verdwenen wel de basenminnende

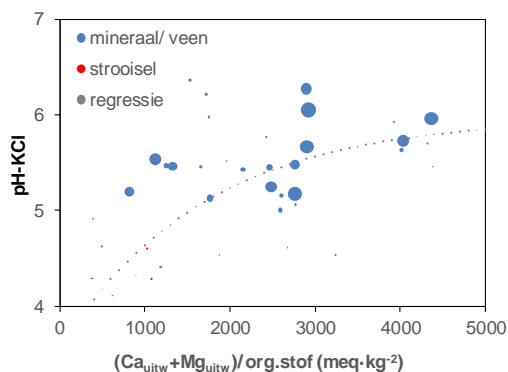
pioniersoorten (Figuur 3.4). Dit ging gepaard met een sterke accumulatie van organische stof en een min of meer gelijkblijvende lage basenvoorraad (Figuur 3.3).

Op locaties P5 en P15 in Punthuizen handhaafde zich gedurende de hele meetperiode een basenminnende vorm van blauwgrasland, zelfs bij sterke afname en schommeling van de ratio BK/OS (Figuur 3.6). Beide locaties hadden toename van de organisch stofvoorraad en locatie P5 een vrij stabiele basenvoorraad en P15 eerst een toenemende basenvoorraad door grondwater aanvoer en later en sterk afnemende basenvoorraad door uitloging (Figuur 3.5).

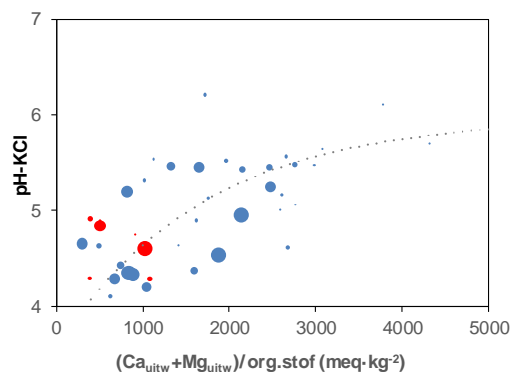
In de Lemselermaten handhaafde zich op locatie L1 blauwgrasland bij een afname van de ratio BK/OS en afname van de pH (Figuur 3.8). Op locaties L2 en L3 ging een ontwikkeling van basenrijke kleine zeggenmoeras naar een basenminnende voor blauwgrasland samen met een afname van de ratio BK/OS (Figuur 3.8). Deze drie locaties hadden eerst een gelijktijdige toename van de voorraad organische stof (successie) en basen (aanvoer grondwater) en daarna een sterke afname van de basenvoorraad (uitloging) (Figuur 3.7). De uitloging vond plaats in de periode dat de vegetatie ook drogere omstandigheden indiceerde (met toename van soorten van droge-vochtige graslanden). Op de niet geplagde locatie L6 handhaafde zich een basenminnende vorm van blauwgrasland bij een intermediaire ratio BK/OS en hoge pH (Figuur 3.8). Dit ging samen met een sterke toename van de voorraad organische stof en een zwakke toename van de basenvoorraad (Figuur 3.8).

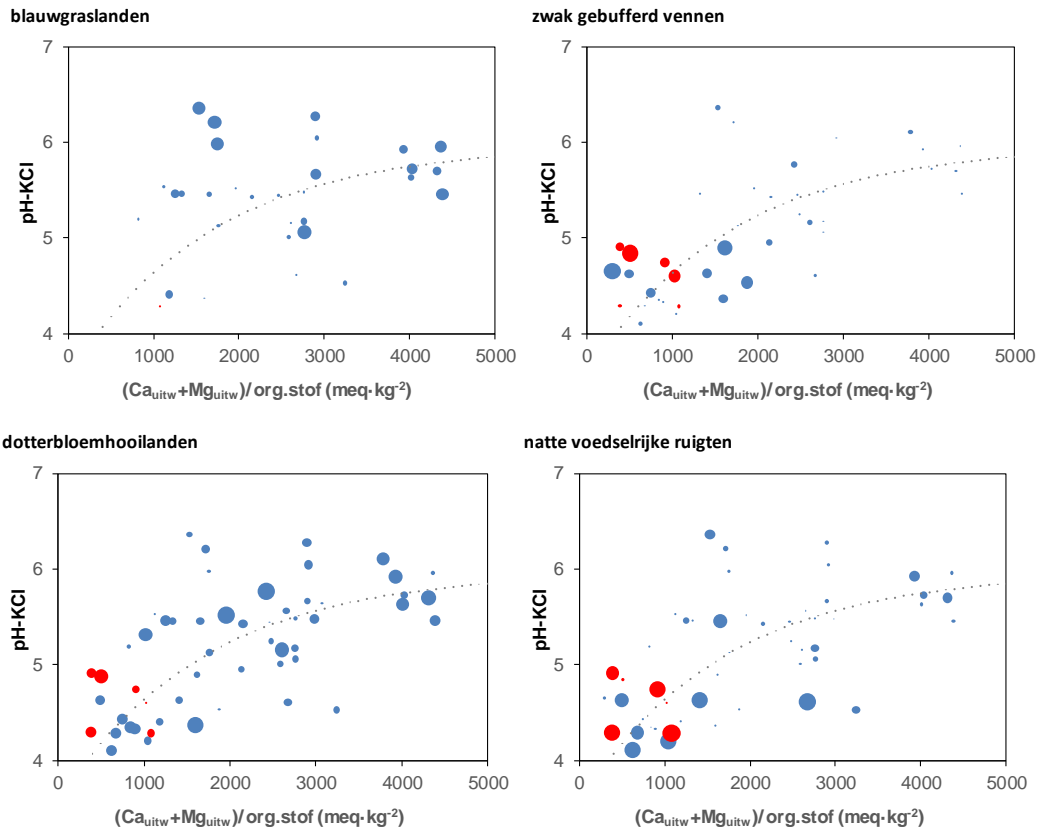


basenrijke kleine zeggenmoerassen

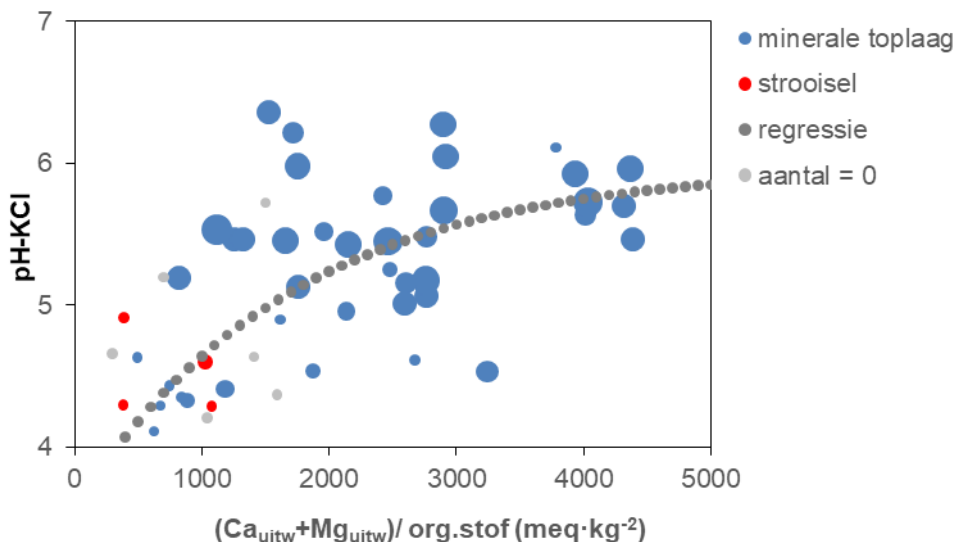


zure kleine zeggenmoerassen

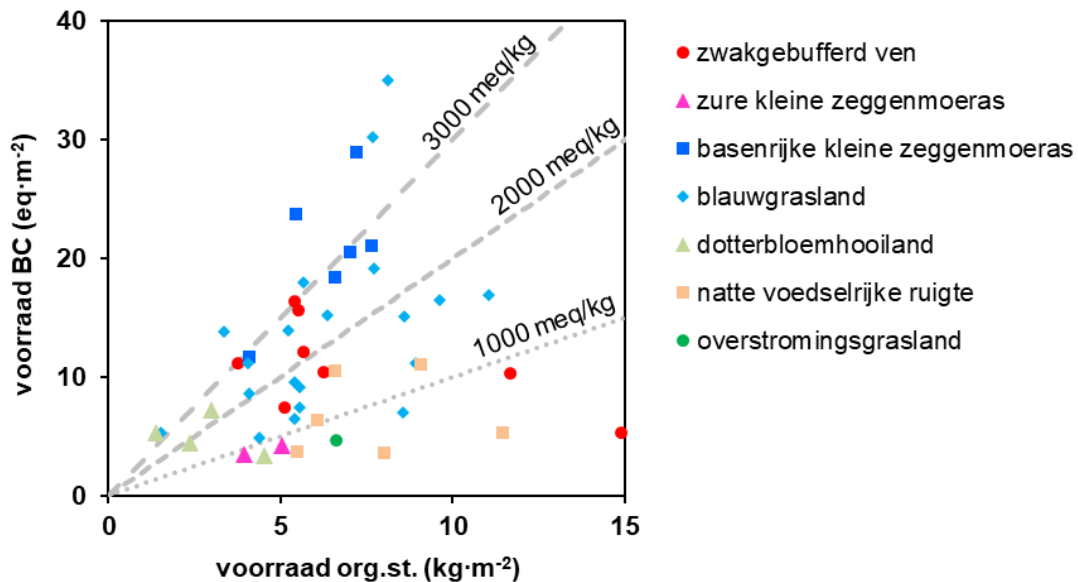




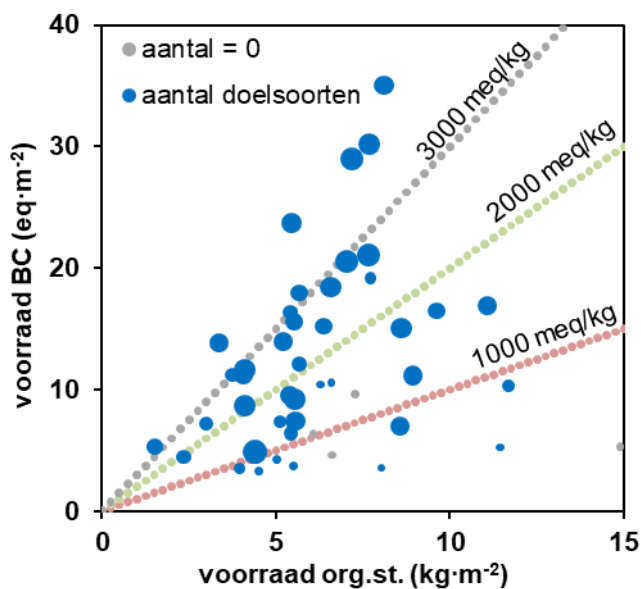
Figuur 3.15. Samenhang van de vegetatie met pH-KCl en de ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof (BK/OS). Bovenste grafiek wordt voor elke meting het vegetatietype weergegeven. De grafieken daaronder geven het aandeel (bedekking) van een ecologische soortgroepen in de kruidlaag (aandeel proportioneel naar oppervlakte van de bol). De stippellijn geeft de regressie van pH-KCl op BK/OS van alle metingen in Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten ($y = 5.98 - 2.42 * e^{-x/1692}$; $radj2 = 0.62$).



Figuur 3.16. Samenhang van het aantal basenminnende doelsoorten (alleen vaatplanten) met pH-KCl en de ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof (BK/OS). De oppervlakte van de bollen is een maat voor het aantal soorten (grootste bol = 8 soorten). De stippellijn geeft de regressie van pH-KCl op BK/OS van alle metingen in Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten ($y = 5.98 - 2.42 * e^{-x/1692}$; $radj2 = 0.62$).



Figuur 3.17. Relatie van vegetatietype met de voorraad organische stof (voorraad org.stof) en uitwisselbare Ca en Mg (voorraad BC). De stippellijnen zijn isolijnen voor de ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof als proxy voor basenverzadiging.



Figuur 3.18. Samenhang van het aantal basenminnende doelsoorten (alleen vaatplanten) met de voorraad organische stof (voorraad org.stof) en uitwisselbare Ca en Mg (voorraad BC). De oppervlakte van de blauwe bollen is een maat voor het aantal soorten (grootste bol = 8 soorten). De stippellijnen zijn isolijnen voor de kationsorptiecapaciteit.

3.5 Potentiële verzuringscapaciteit

Met een zuurextractie is het totaal zwavelgehalte van de bodem gemeten in de bovenste 10 cm van de minerale bodem en in de strooisellaag. Er is ervan uitgegaan alle zwavel uit sulfiden bestaat en bij oxidatie van de sulfiden twee H+ wordt gevormd. De hiermee geschatte hoeveelheid zuur (H+) die bij volledige oxidatie van de sulfiden kan worden gevormd is dan de potentiële verzuringscapaciteit die werkzaam kan zijn bij beluchting van de bodem. In Tabel 3.1 zijn voor de meetlocaties de gehalten van zwavel en uitwisselbaar calcium en magnesium weergegeven. Tevens worden hier de berekende verzuringscapaciteit en de zuurbuftercapaciteit door kationuitwisseling van calcium en magnesium weergegeven per oppervlakte-eenheid. Het gehalte totaal zwavel is laag en veel lager dan de gehalten uitwisselbare calcium. Bijgevolg is de verzuringscapaciteit van de bodemhorizonten ook laag is (0.11-0.39 eq/m²) en veel lager dan de zuurbuftercapaciteit. De verhouding tussen verzuringscapaciteit en zuurbuftercapaciteit zit in de range van 0.01 tot 0.28 (eq/eq). In de minerale horizont van de locaties in Stroothuizen en Punthuizen is de verzuringscapaciteit hoger dan die in van Lemselermaten. Stroothuizen heeft de hoogste ratio's verzuringscapaciteit/ zuurbuftercapaciteit.

Met een tweede methode, langdurige uitdroging van de bodem, met een pH-H₂O meting vooraf en achteraf, is gekeken hoeveel zuur wordt gevormd. Daaruit blijkt dat de verzuringscapaciteit zeer gering is, veel lager dan de zuurbuftercapaciteit en ook lager dan de verzuringscapaciteit die is berekend op basis van de S-totaal metingen (Tabel 3.1).

Een mogelijke oorzaken voor het lage S-totaal gehalte en de lage verzuringscapaciteit die is gemeten met de verdrogingsproef, is dat in de toplaag weinig sulfiden accumuleren of omdat geaccumuleerde sulfiden in de droge zomers van 2018 en 2019 zijn geoxideerd naar sulfaat.

Tabel 3.1. Gehalten van totaal zwavel, uitwisselbaar calcium en magnesium, verzuringscapaciteit door sulfiden en zuurbuftercapaciteit door uitwisselbaar calcium en magnesium.

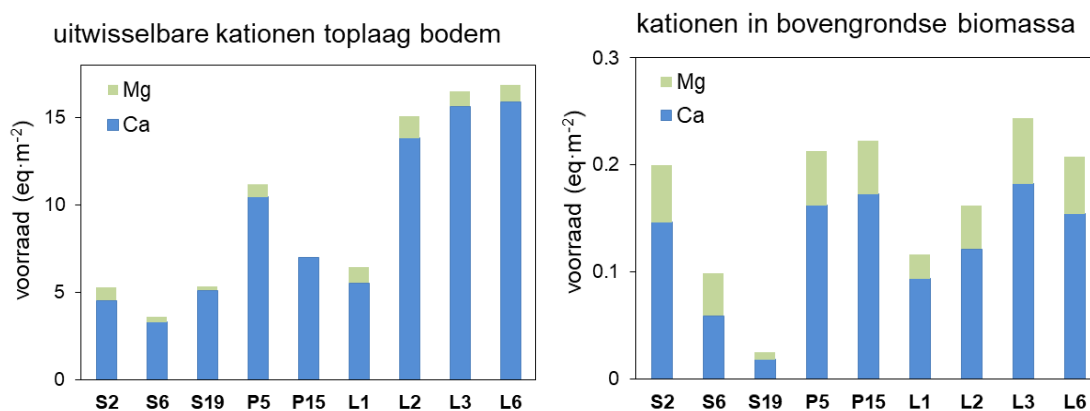
Gebied	Locatie	Horizont	Dikte horizont	S-totaal	Ca-uitw	Mg-uitw	verzurings capaciteit sulfiden (meting S-totaal)	verzurings capaciteit (meting pH-daling verdrogings-proef)	zuurbufter capaciteit uitwisselbaar Ca+Mg	ratio verzuringscap/ zuurbuftercap (meting S-totaal)	ratio verzuringscap/ zuurbuftercap (verdrogings-proef)
			cm	mmol/kg	mmol/kg	mmol/kg	eq/m ²	eq/m ²	eq/m ²	eq/eq	eq/eq
Stroothuizen	S2	strooisel	4.7	8.6	100	15	0.108	0.000	1.45	0.07	0.00
	S2	mineraal	10.0	3.6	30	5	0.386	0.002	3.80	0.10	0.00
	S6	strooisel	8.7	8.5	70	10	0.243	0.002	2.29	0.11	0.00
	S6	mineraal	10.0	1.4	5	0	0.358	0.011	1.28	0.28	0.01
	S19	strooisel	4.3	2.5	40	5	0.122	0.000	2.20	0.06	0.00
Punthuizen	S19	mineraal	10.0	0.9	10	0	0.293	0.006	3.14	0.09	0.00
	P5	mineraal	10.0	2.2	75	5	0.313	0.000	11.16	0.03	0.00
Lemselermaten	P15	mineraal	10.0	2.0	65	0	0.218	0.001	6.99	0.03	0.00
	L1	mineraal	10.0	0.6	30	5	0.115	0.002	6.44	0.02	0.00
	L2	mineraal	10.0	0.9	110	10	0.114	0.000	15.07	0.01	0.00
	L3	mineraal	10.0	2.9	280	15	0.164	0.000	16.49	0.01	0.00
	L6	mineraal	10.0	3.2	320	20	0.160	0.000	16.90	0.01	0.00

3.6 Potentiële afvoer basische kationen door maaien

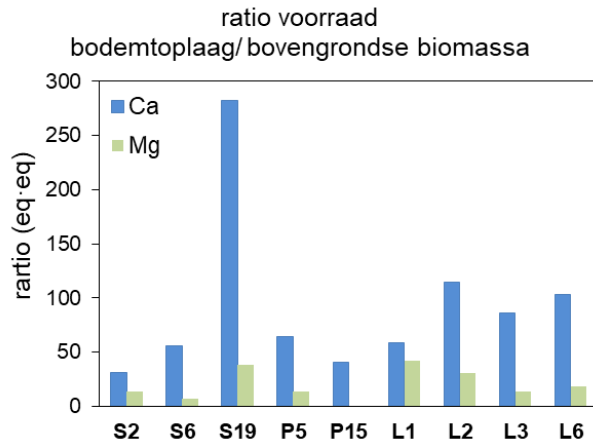
Door jaarlijks maaien en afvoer van hooi worden basische kationen afgevoerd. In de bodem is calcium het meest belangrijke uitwisselbare kation en daarna magnesium (zie par. 3.1). Er kan worden uitgerekend hoelang het duurt voordat door maaien en afvoeren de voorraad van uitwisselbaar calcium en magnesium in de bodemtoplaag wordt uitgeput in een situatie zonder aanvoer van calcium en magnesium door toestroming van grondwater en zonder het vrijkomen van calcium en magnesium door verwerking van mineralen. De gezamenlijke voorraad van calcium en magnesium in de bovengrondse biomassa van vaatplanten zijn gemeten in 2020 en varieert op de locaties van 0.02 tot 0.24 eq/m². Dat is veel geringer dan de voorraad van uitwisselbaar calcium en magnesium in de bodemtoplaag (3-16 eq/m²) (Figuur 3.19).

Om de uitputtingsduur van de basenvoorraad in de bodem door maaibeheer te berekenen is voor calcium en magnesium de ratio van de voorraad in de bovengrondse biomassa met de voorraad op het kationadsorptiecomplex van de bodemtoplaag te berekenen (Figuur 3.20). Voor calcium duurt het lang (26-114 jaar; uitschieter tot 282 jaar) voordat het adsorptiecomplex is uitgeput. Dit betekent dat afvoer van calcium door maaien pas op een langere termijn de basenvoorraad in de bodem substantieel zou kunnen verlagen. Voor magnesium duurt dat minder lang (7-42 jaar) omdat dit kation ten opzichte van verhouding van kationen op het adsorptiecomplex in de bodem meer wordt opgenomen door de vegetatie (Figuur 3.19). Wanneer de ratio voor van de voorraad in de bovengrondse biomassa met de voorraad op het kationadsorptiecomplex van de bodemtoplaag gezamenlijk voor Ca en Mg wordt berekend bedraagt deze 29-93 (uitschieter 219).

Voor calcium duurt de uitputting van het adsorptiecomplex het langst op locatie S19 in Stroothuizen. Reden hiervoor is de combinatie van een geringe voorraad uitwisselbare Ca in de bodem en een zeer geringe afvoer van Ca met maaien wegens een lage productiviteit van de vegetatie (peak standing crop 70 g/m²). Een relatief lange duur is ook berekend voor locaties L2, L3 en L6 in Lemselermaten (85-114 jaar) wegens een grote voorraad uitwisselbaar Ca in de bodem. De snelste uitputting (31 jaar) van Ca zal optreden op locatie S2 omdat de voorraad uitwisselbaar Ca gering is en de afvoer van Ca door maaien relatief hoog a.g.v. een matig productieve Hennegrass begroeiing (peak standing crop 409 g/m²). Opvallend is dat op locatie S6 die een vergelijkbare voorraad uitwisselbaar Ca en een productieve Hennegrass begroeiing heeft, de uitputtingsduur ca. twee keer zo lang is (65 jaar). Dit wordt veroorzaakt door een veel lagere Ca-totaal concentratie (ca. factor 0.3) van de bovengrondse biomassa.



Figuur 3.19. Voorraad van uitwisselbaar calcium en magnesium in de bodemtoplaag (links) en de voorraad in totaal calcium en magnesium in de bovengrondse biomassa van vaatplanten op peak standing crop moment.



Figuur 3.20. Voor calcium en magnesium de ratio van de voorraad in de bovengrondse biomassa van vaatplanten op peak standing crop moment met de voorraad op het kationadsorptiecomplex van de bodemtoplaag. Het betreft metingen in 2020.

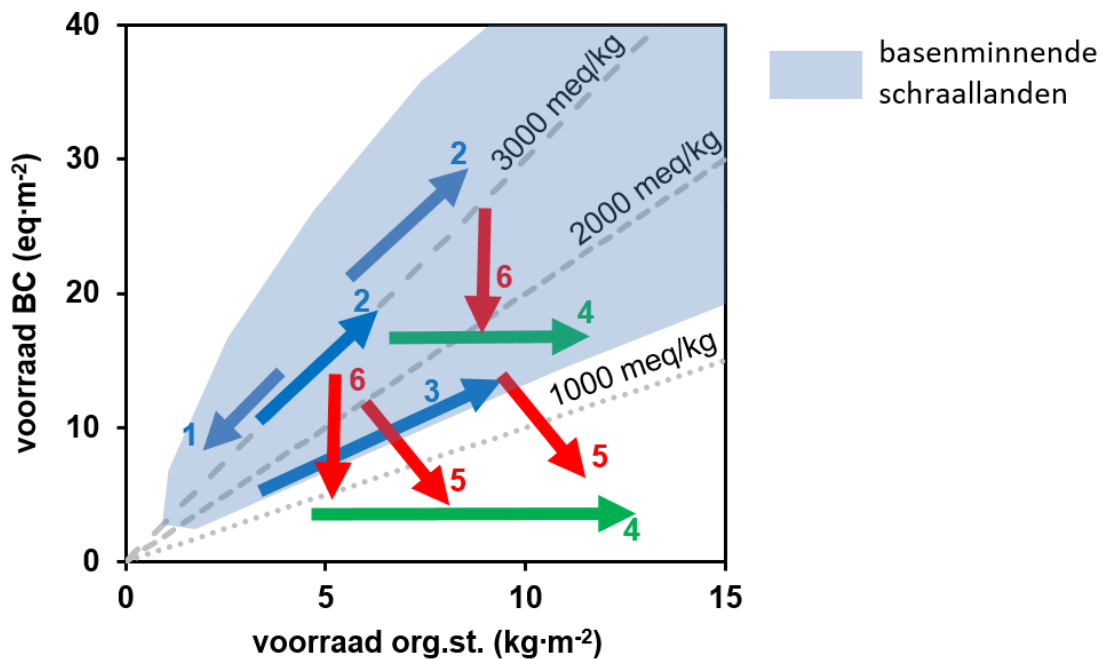
4. Conclusies

4.1 Ontwikkeling van de basenverzadiging en bodem-pH

Onderzoeksvraag: *hoe hangt de ontwikkeling van de basenverzadiging en bodem-pH samen met de ontwikkeling van de voorraden van organische stof en basen in de bodemtoplaag? En welke factoren hierop van invloed?*

Op basis van de ontwikkeling van organische stof en basentoestand zijn een aantal processen onderscheiden die de basentoestand in natte schraallanden beïnvloeden. Deze processen worden schematische weergegeven in een plot voor de voorraad organische stof en voorraad uitwisselbaar Ca+Mg (Figuur 4.1). Het betreft de volgende processen:

1. Na plaggen is de basenverzadiging en pH hoog van de bodemtoplaag. Vlak na het plaggen (enkele jaren) treedt nog afbraak van organische stof op en dus ook verlies van kationadsorptiecapaciteit (CEC). Als gevolg daarvan desorberen basische kationen en worden door watertransport afgevoerd (uitloging). Ondanks de uitloging van basen blijft de basenverzadiging dan nog hoog. Dit proces is waargenomen op enkele locaties in Stroothuizen (locaties S6 en S19).
2. Na plaggen is de basenverzadiging en pH van de bodemtoplaag hoog. Door successie gaat organische stof accumuleren. De sterke aanvoer van basen (hoge kwelflux en basenrijk grondwater) is hoger dan de toename van CEC door accumulatie van organische stof. Daardoor blijft de basenverzadiging en pH hoog. Deze ontwikkelreeks is gedurende de eerste periode na plaggen waargenomen op de dalflank in de Lemselermaten (locaties L1, L2 en L3) waar in de winter veel grondwater uittreedt. Ze trad ook op in Punthuizen gedurende een periode (locatie P15) waar in de winters met inundatie sterke kwel optreedt.
3. Na plaggen is de voorraad organisch stof en basen laag en de basenverzadiging matig hoog of hoog. Door successie treedt accumulatie van organische stof op. De basenvoorraad neemt langzaam toe door aanvoer van basen door grondwater (lage kwelflux). De aanvoer van basen door grondwater is geringer dan de toename van de CEC door accumulatie van organische stof. Afhankelijk van de balans tussen toename van de voorraad organisch stof kan de basenverzadiging af nemen en verzuring optreden of kan de basenverzadiging matig hoog blijven. Dit proces trad op in Stroothuizen (locaties S2 en S6) en kan volgen op proces 1.
4. De basenverzadiging is initieel matig hoog of hoog. De basenvoorraad neemt niet of nauwelijks toe omdat ofwel de aanvoerflux van basen met grondwater zeer gering is, of gedurende de meetintervallen de aanvoer van basen door toestroming van grondwater het verlies van basen door uitloging niet kan compenseren. Hierdoor neemt de basenverzadiging af. Dit proces is waargenomen op een niet geplagde locatie in Lemselermaten (L6) als een geplagde locatie in Stroothuizen (S19).
5. Door successie treedt accumulatie van organische stof op en tegelijk door uitloging afname van de organisch stofvoorraad. Dit gaat gepaard met een afname van de basenverzadiging. Dit proces is waargenomen aan het einde van meetreeksen in Stroothuizen (S2, S6), Punthuizen (P5) en Lemselermaten (L2 en L3) en kan volgen op processen 2 en 3.
6. De voorraad organische stof en basen zijn laag tot hoog en basenverzadiging is hoog. De voorraad organische stof verandert niet. Door uitloging daalt de voorraad basen en neemt de basenverzadiging af. Dit proces trad op aan het einde van de meetreeksen in Punthuizen (P15) en Lemselermaten (L1) en ging daar samen met een daling van de pH (verzuring). Dit proces volgde daar op proces 2.



Processen
1: afname voorraad organische stof door afbraak en afname basen door uitloging -> basenverzadiging blijft hoog
2: toename voorraad organisch stof, toename voorraad basen; de aanvoerflux van basen door grondwatertoevoer groter is dan de toename van de kationadsorptiecapaciteit -> de basenverzadiging blijft hoog
3: toename voorraad organische stof, toename voorraad basen; de aanvoerflux van basen door grondwatertoevoer is geringer dan de toename van de kationadsorptiecapaciteit -> de basenverzadiging blijft matig hoog
4: toename voorraad organische stof, voorraad basen blijft gelijk -> afname basenverzadiging
5: toename organische stof voorraad, afname basenvoorraad door uitloging -> afname basenverzadiging
6: voorraad organische stof blijft gelijk, afname voorraad basen door uitloging -> afname basenverzadiging

Figuur 4.1. Schematische weergaven van processen die de basentoestand in natte schraallanden beïnvloeden. De voorraden van organische stof en basische kationen (BC) betreft die in de bodemtoplaag (0-10 cm minerale laag + eventuele strooisellaag). Kleuren van de pijlen: blauw = processen waarbij de basenverzadiging gelijk blijft; groen = afname basenverzadiging door accumulatie organische stof; rood = afname basenverzadiging met uitloging. De stippellijnen betreffen een waarden 1000, 2000 en 3000 meq/kg voor ratio van uitwisselbaar Ca+Mg met organische stof weer als proxy voor de basenverzadiging. Het blauwe vlak geeft het voorkomen van basenminnende schraallanden weer in het domein van een relatief hoge basenverzadiging.

Op basis van bovenstaande processen kan worden afgeleid dat het gecombineerde effect van verandering van organische stofvoorraad, de mate waarin basen (vooral calcium en in minder mate magnesium) door grondwater worden aangevoerd en de mate waarin basen kunnen uitlogen bepalend zijn voor de vraag of een matig hoge tot hoge basenverzadiging zich in schraallanden kan handhaven of dat die afneemt.

Plaggen kan een relatief organisch stof arme bodem top laag creëren, met een relatief hoge basenverzadiging. Bij tijdelijke afbraak van organische stof in de eerste jaren na plaggen kan een hoge basenverzadiging in stand blijven. De gemeten afbraaksnelheid op locaties in Stroothuizen bedroeg 0.06 tot 1.00 kg/m²/j.

Daarna hangt de ontwikkeling van de basenverzadiging samen met de verhouding tussen organisch stof accumulatie en de aanvoerflux van basen door grondwater en of er uitloging van basen kan optreden.

Bij de processen 2 en 3 neemt de basenvoorraad in de bodemtoplaag toe door aanvoer van basenrijk grondwater. Uit de snelheid van de deze toename en de calcium concentratie van het grondwater is de kwelflux te berekenen die daarvoor nodig was (aanvoerflux Ca = kwelflux * concentratie). De berekende kwelflux ligt in de range van 0.2 tot 2.4 mm/d (Tabel 4.1). Deze vallen in de range die in beekdalen zijn gemeten en berekend (Aggenbach et al. 2020). Voor drie locaties zijn eerder op basis van inverse modellering op basis van waterstanden en stijghoogten opwaartse waterfluxen en netto opwaartse waterfluxen berekend (Aggenbach & Cirkel 2017a). Daaruit blijkt dat de kwelfluxen berekend op basis van toename van de basenvoorraad geringer zijn dan de hydrologisch berekende opwaartse fluxen. Daarmee zou de kwelflux voldoende moeten zijn voor handhaving van een hoge basenrijkdom, maar dit is toch niet overal het geval. Hiervoor zijn twee verklaringen die hieronder nader worden toegelicht.

Tabel 4.1. Berekende fluxen van grondwater voor de meetlocaties voor perioden met toename van de basenvoorraad in de bodemtoplaag. De kwelflux is afgeleid uit de toename van de Ca-voorraad en de gemiddelde Ca-concentratie van het grondwater in filters op 1.4-1.5 m diepte. Tevens zij ter vergelijking hydrologische berekeningen van de opwaartse en netto waterflux weergegeven (Aggenbach & Cirkel 2017a). Een positieve waarde voor is een opwaartse flux en een negatieve waarde een neerwaartse flux.

gebied/ systeem	locatie	proces	concentratie in grondwater		kwelflux		opwaartse flux	netto flux
			Ca	Mg	afgeleid uit toename basenvoorraad		berekend met modellering uit waterstanden	
			meq/l	meq/l	mm/d	op-merking	mm/d	mm/d
Stroothuizen: netto infiltrerend, periodiek kwel in voorjaar	S2	3	1.2	0.2	+0.3 tot +1.8	*2	+4.4	-0.7
	S6	3	5.1	0.3	+0.3	*2	+2.4 tot +3.1	-0.5 tot -0.6
Punthuizen in kwelzone locaal systeem: netto kwel, sterke kwel in winter	P5	2	4.9	0.5	+0.2	*1		
	P15	2	5.0	0.1	+0.3 tot +0.7	*1	+4.7	+2.9
Lemselermaten: netto kwel, sterke kwel in winter en voorjaar	L1	2	4.8	0.5	+0.4 tot +0.8	*1		
	L2	2	5.8	0.8	+0.9	*1		
	L3	2	3.8	0.5	+0.3 tot +2.4	*1		
	L6	2	5.4	0.5	+0.5	*1		

Legenda

proces

2: toename voorraad organisch stof, toename voorraad basen; de aanvoerflux van basen door grondwatertoevoer is groter dan de toename van de kationadorbtiecapaciteit -> de basenverzadiging blijft hoog

3: toename voorraad organische stof, toename voorraad basen; de aanvoerflux van basen door grondwatertoevoer is geringer dan de toename van de kationadorbtiecapaciteit -> de basenverzadiging blijft matig hoog

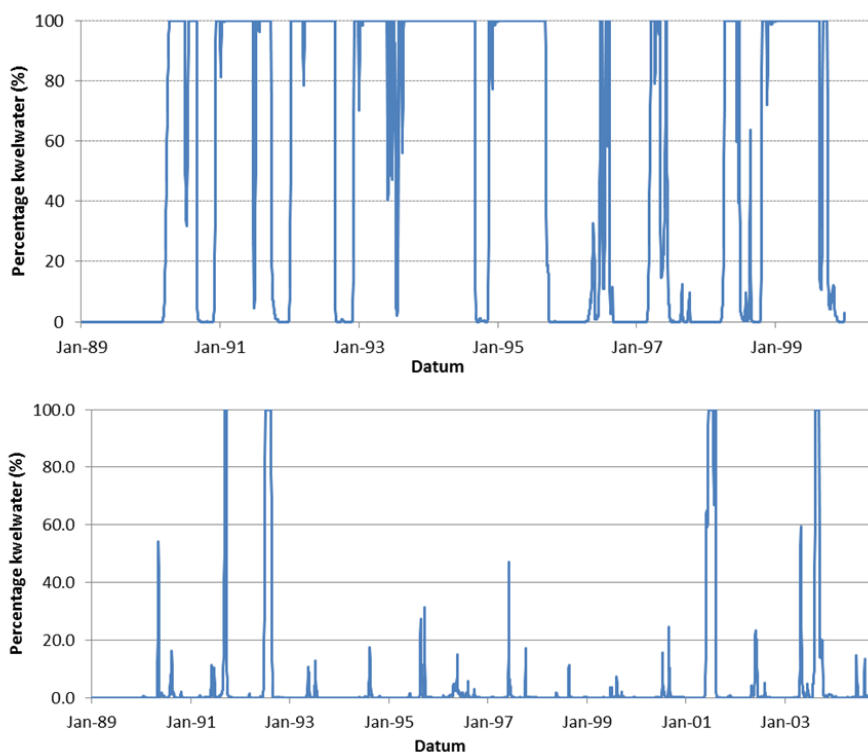
kwelflux afgeleid uit toename basenvoorraad

*1 = de berekende kwelflux op basis van toename van de basenvoorraad is lager dan de werkelijke kwelflux omdat toename voorraad uitwisselbare basen werd beperkt door een hoge basenverzadiging, de bodem kon niet meer basen adsorberen

*2 = de berekende kwelflux op basis van toename van de basenvoorraad is onderschat omdat geen rekening wordt gehouden met een hoog aandeel van neerslagwater in de toplaag

Een hoge basenverzadiging kan bij een accumulatiesnelheid van organische stof (0.1 tot 1.6 kg/m²/j) alleen in stand blijven wanneer de aanvoer van basen dusdanig groot is dat nieuwgevormde kationadsorptiecapaciteit grotendeels met basen wordt bezet (proces 2). Uit Tabel 4.1 blijkt dat de opwaartse hydrologisch bepaalde grondwaterflux in Punthuizen groter was dan nodig is voor handhaving van een hoge basenverzadiging bij accumulatie van organische stof. De netto grondwaterflux over een langere periode is hier ook positief en hierdoor is in elke kwelperiode 100% grondwater (dus 0% regenwater) aanwezig in de bodemtoplaag (Figuur 4.2 bovenste grafiek; Aggenbach & Cirkel 2017a). De twee onderzochte locaties liggen hier in de kwelzone van een lokaal grondwatersysteem. De bodemtoplaag ontvangt hier een overmaat aan basen die kunnen daar niet accumuleren omdat het kationadsorptiecomplex al een hoge basenverzadiging heeft. De Lemselermaten heeft waarschijnlijk ook een grote opwaartse grondwaterflux. Er is hier geen hydrologisch bepaalde opwaartse flux beschikbaar, maar uit de veldwaarneming van afstromend grondwater over het maaiveld van de beekdalfank gedurende normale en natte winters kan worden aangenomen dat de flux groot is.

Bij een zwakke aanvoerflux van basen en toename van de voorraad organische stof wordt geen hoge basenverzadiging bereikt zoals dat het geval is op de locaties S2 en S6 in Stroothuizen. Hier treedt wel periodiek kwel op, maar zijn netto infiltratiefluxen berekend van 0.5 tot 0.7 mm/d. De infiltratieflux is dus op deze locaties groter dan de kwelflux. Hierdoor ontstaat op deze locaties een neerslaglens en bereikt het basenrijk grondwater dat periodiek omhoog stroomt nauwelijks de wortelzone. Op locatie S2 is in de meeste perioden met kwel het aandeel grondwater kleiner dan 50% (dus meer dan 50% regenwater) (Figuur 4.2 onderste grafiek; Aggenbach & Cirkel 2017a). Daardoor is de hydrologische bepaalde opwaartse flux ca. 2 tot 4 mm/d onvoldoende om een hoge basenrijkdom in stand te houden.



Figuur 4.2. Percentage kwelwater in het porievocht van de wortelzone (10 cm-mv) op een locatie met netto kwel in Punthuizen (P15; bovenste grafiek) en op een locatie met netto wegzijging in Stroothuizen (S2; onderste grafiek). De pieken treden op tijdens periode met opwaartse stroming. Bron: Aggenbach & Cirkel (2017a).

Processen waarbij de basenverzadiging afneemt door uitloging (nummer 5 en 6) of door het stoppen van toename van de basenvoorraad bij organisch stof accumulatie (nummer 4) treden opvallend genoeg op aan het einde van meetreeksen in vooral de periode 2009-2020. Recente extreem droge zomers (2018 en 2019) en droge winters+voorjaren (2016/17 en 2018/2019, spelen hier bij een rol door diepe en langdurige uitzakking van de grondwaterstand. Voor de drie gebieden zijn afgelopen 20 jaar geen structurele veranderingen in de ontwatering opgetreden. Wel kan in droogteperioden sterkere grondwateronttrekking voor beregening (omgeving Stroothuizen en Punthuizen) voor grondwaterwinning (omgeving Lemselermaten) de uitzakking van de grondwaterstand hebben versterkt. Door sterke verlaging van de grondwaterstand kan in de bodem veel zuur (H^+) zijn geproduceerd door oxidatie van sulfiden in lagen die onder normale omstandigheden anoxisch blijven. Een deel van de locaties ligt in kwelzones die beïnvloed worden of werden door toestroming van sulfaatrijk grondwater dat afkomstig is uit intrekgebied met bemeste landbouwpercelen. Zo heeft locatie S6 in Stroothuizen sinds de jaren '90 toestroming van sulfaatrijk grondwater (Aggenbach & Cirkel 2017b). In de droge zomer van 2018 stierf in de grondwatergevoede slenk van Stroothuizen lokaal vegetatie af, wat wordt toegeschreven aan extreme verzuring door oxidatie van sulfiden (Foto 1). Uit hydrochemische metingen in het ondiepe grondwater in Stroothuizen blijkt dat ook op locaties S2 en S6 in droge jaren sulfide-oxidatie optrad en dan zorgt voor zuurvorming en pieken van de sulfaatconcentratie (Aggenbach & Cirkel 2017a). In de Lemselermaten werden in de jaren '90 ook hoge sulfaatconcentraties gemeten in het grondwater (data KWR). De slenk in Punthuizen met de meetlocaties had in het verleden en tot 2020 gedurende natte winters nog steeds instroming van sulfaatrijk oppervlaktewater uit landbouwgebied. Op locatie P15 in dit gebied is in 2002 ook een hoog pyrietgehalte (0.10 % DW zwavel) gemeten in de bodemlaag op 7 tot 17 cm diepte (Aggenbach & Cirkel 2017a). Verder hebben de kwelzones waarin de onderzoekslocaties liggen ook sulfiden kunnen accumuleren als gevolg van directe input van zwavel door een hoge atmosferische depositie in het verleden. Vooral op niet geplagde locaties kan deze opgebouwde sulfiden pool een rol spelen. Op geplagde locaties kan (een deel van) de vroeger sulfiden voorraad zijn verwijderd.



Foto 1. Afgestorven vegetatie in een kwelzone in Stroothuizen met toestroming van sulfaatrijk grondwater (foto F. Eysink). Na een droge periode met lage grondwaterstanden is oxidatie van in de bodem geaccumuleerde sulfiden opgetreden waardoor deze sterk is verzuurd. De groene vegetatie rond de afgestorven plek geeft aan dat er droogtestress niet de oorzaak is van het afsterven van planten.

Vermindering van kwel kan ook hebben bijgedragen aan afname van de basenverzadiging in de Lemselermaten in de periode 2009-2019. Deze afname is opmerkelijk omdat de locaties op de beekdalhelling (L1, L2 en L3) in de winter sterke toestroming van grondwater hadden (veldwaarneming van afstromend water over maaiveld). Hierdoor kon in de periode 1991-2009 sterke toename van de basenvoorraad optreden. De netto uitloging van basen kan worden gemeten wanneer na de uitloging door verzurende processen nog geen of weinig basen door grondwatertoevoer is opgetreden. Het laatste meetmoment was na twee extreem droge zomers (2018, 2019). Als gevolg van deze droogte zijn stijghoogten en daarmee de kwelflux in de winters van 2018/2019 en 2019/2020 vermoedelijk verlaagd. Zo had de winter van 2019/2020 de dalflank in de Lemselermaten een waterstand onder maaiveld en daardoor geen uittredend grondwater (mondelinge mededeling R. van Dongen). In de perioden 2009-2020 traden ook geen zeer natte winters en voorjaren op die juist kunnen zorgen voor extra grote kwelflux. Opvallend is ook dat de uitloging hier samenvalt met een periode dat de vegetatie drogere omstandigheden gaat indiceren (toename soorten van droge-vochtige graslanden, toename Gewoon haakmos). Dit duidt op een verlaging van de grondwaterstand ten opzichte van de jaren '90 en die kan gepaard zijn gegaan met een vermindering van de kwelflux. Ook voor locatie P15 in Punthuizen duidt de recente vegetatieontwikkeling (zelfde trends) op drogere omstandigheden. Analyse van oude en recente gegevens van waterstanden en stijghoogten kan hier meer inzicht in geven.

Opmerkelijk is dat afname van de basenverzadiging in de meeste gevallen (6 locaties) niet gepaard gaat met een daling van de bodem-pH. Alleen bij locaties S6 in Stroothuizen en L1 in de Lemselermaten (aan de bovenkant van de kwelzone) treedt een sterke daling van de pH op en op locatie P15 in Punthuizen een zwakke. Bij een aantal locaties (P5 en L2, L3, L6) is na daling van de basenverzadiging, deze nog steeds matig hoog. Dit kan een verklaring zijn voor een geringe daling van de bodem pH. Een andere verklaring kan zijn dat de bicarbonaatbuffer een sterke invloed heeft op de bodem pH. Mogelijk trad na droogte in 2018 en 2019 ook reductie op van sulfaat en geoxideerd ijzer in combinatie met afbraak van organische stof. Daarbij wordt bicarbonaat gevormd.

De uitloging van basen in de periode 2009-2020 varieert sterk van 2.8 tot 18.5 eq/m². Op basis van de uitlooghoeveelheden is met de gemiddelde concentratie van Ca+Mg van het ondiepe grondwater berekend hoelang het duurt voor dat dit verlies door grondwateraanvoer is gecompenseerd. Daarvoor is de grove aanname gedaan dat alle locaties een opwaartse grondwaterflux hebben van 4 mm/d. Voor locaties in Stroothuizen is aangenomen dat tijdens kwelperiode het aandeel kwelwater in de toplaag 25% bedraagt (omdat de netto grondwaterflux infiltrerend is) en voor Punthuizen en Lemselermaten 100% (netto opwaartse flux). De meeste herstelduren zijn korter dan 3.6 jaar. Voor Stroothuizen bedraagt de hersteltijd 2 tot 11 jaar en voor Punthuizen en Lemselermaten 0.4 tot 3.0 jaar. Dit zou impliceren dat op de meeste locaties na enkele jaren de recente uitloging kan worden gecompenseerd. Op locatie S2 is de herstelduur lang (11 jaar) door een lage basenrijkdom van het toestromende grondwater en laag aandeel van kwelwater in de bodemtoplaag. Deze locatie heeft daardoor zonder maatregelen in de waterhuishouding geen perspectief op herstel van een hoge basenrijkdom. Deze berekeningen bevatten echter grote onzekerheden omdat de laatste ca. 10 jaar geen opwaartse grondwaterfluxen zijn bepaald en geen hydrochemische metingen aan het toestromende grondwater zijn uitgevoerd.

Tabel 4.2. Hoeveelheid uitloging van Ca en Mg in de bodemtoplaag gedurende 2009-2020 en de tijdsduur die nodig is om dit verlies te compenseren met aanvoer van Ca en Mg door grondwater.

gebied	locatie	concentratie in grondwater		uitloging periode 2009-2020	aandeel kwelwater in bodemtoplaag in periode met opwaartse	herstelduur bij aanname 4 mm/d opwaartse flux
		Ca	Mg	Ca+Ng		
		meq/l	meq/l	eq/m ²	%	j
Stroothuizen	S2	1.2	0.2	-5.8	25	11.0
	S6	5.1	0.3	-7.0	25	3.6
	S19	1.2	0.2	-2.0	25	2.0
Punthuizen	P5	4.9	0.5	-2.8	100	0.4
	P15	5.0	0.1	-12.2	100	1.6
Lemselermaten	L1	4.8	0.5	-11.5	100	1.5
	L2	5.8	0.8	-8.6	100	0.9
	L3	3.8	0.5	-18.5	100	3.0

4.2 Vegetatieontwikkeling van natte schraallanden in samenhang met ontwikkeling van basentoestand

Onderzoeksvraag: Hoe hangt de vegetatieontwikkeling van natte schraallanden samen met de ontwikkeling van de basentoestand van de bodem?

Afname van de basenverzadiging gaat op een deel van de locaties gepaard met een ontwikkeling van basenminnend schraalland naar een zuurminnende vegetatie door de processen 4, 5 en 6 (Figuur 4.1). Dit is het geval voor op de geplagde locaties in Stroothuizen met ontwikkeling vanuit dotterbloemhooiland naar een Hennegras-ruigte en het verdwijnen van basenminnende soorten uit zwakgebufferde venvegetatie. De aanwezigheid van basenminnende vegetatie duurde hier 10 tot 15 jaar tot na plaggen en is dus voor een langere termijn niet duurzaam gebleken. Basenminnende doelsoorten waren hier vooral in de eerste periode na plaggen aanwezig. In Punthuizen en Lemselermaten handhaafde basenminnende schraallanden zich op zowel geplagde als niet geplagde locaties bij een afname van de basenverzadiging. Een hoge basenverzadiging was hier op geplagde locaties aanwezig tot ca. 20 jaar na plaggen. De afname van basenverzadiging leidt hier niet tot het verdwijnen van basenminnende vegetatie, maar wel tot een gedeeltelijke afname van het aantal basenminnende doelsoorten. Een verklaring hiervoor is dat de basenverzadiging nog geen lage waarden heeft bereikt, terwijl dat voor de locaties in Stroothuizen wel het geval is. Ook is op diverse locaties nog geen daling van bodem-pH opgetreden. Niettemin kan op termijn de lagere basenverzadiging in Punthuizen en Lemselermaten een negatieve factor zijn voor de instandhouding van basenminnende schraallandvegetatie. Onduidelijk is of de verlaging van de basenvoorraad en daardoor verlaagde basenverzadiging een tijdelijk effect en hoelang het duurt voordat deze weer hersteld.

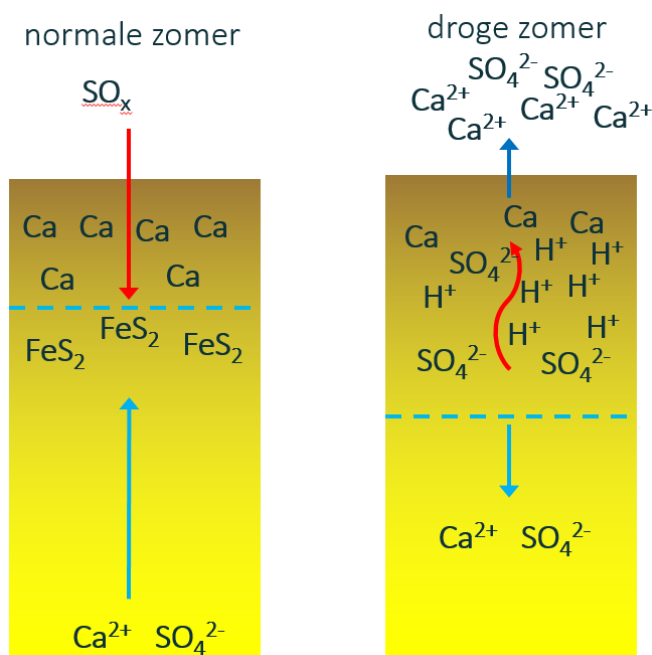
Geconcludeerd kan worden dat de instandhouding van basenrijke condities en basenminnende schraallandvegetatie in een systeem als Stroothuizen met netto wegzijging niet duurzaam is en bij systemen met sterkere kwel als Punthuizen en Lemselermaten onder druk staat door uitloging van basen in droge perioden door interne bodemverzuring. Belangrijk oorzaken hiervoor zijn structurele verdroging en een hoge belasting met sulfaat.

4.3 Potentiële verzuringscapaciteit

Onderzoeksvraag: *Hoe groot is de potentiële verzuringscapaciteit van de bodemtoplaag als gevolg van geaccumuleerde sulfiden?*

De potentiële verzuringscapaciteit die is afgeleid uit metingen van totaal zwavelgehalte en de verdrogingsproef van de bodemtoplaag is op alle meetlocaties laag in 2020 en ook gering ten opzichte van de zuurbuffercapaciteit door kationuitwisseling. Dit zou impliceren dat bodemverzuring en uitloging van basen als gevolg van oxidatie van sulfiden als gevolg van een lange waterstand gering zal zijn. Dit is niet in overeenstemming met de sterke uitloging van uitwisselbaar calcium en magnesium die op diverse locaties tussen 2009 en 2020 is opgetreden. Deze uitloging is veel groter (5-20 eq/m²) dan de potentiële verzuringscapaciteit die in 2020 is gemeten (0.12-0.39 eq/m²). Hiervoor zijn volgende verklaringen mogelijk:

1. Veel van de sulfiden in de bodemtoplaag zijn al voor het meetmoment in 2020 geoxideerd in de extreem droge zomers van 2018 en 2020 en hebben toen geleid tot de sterke uitloging van basen.
2. De meeste sulfiden accumuleren dieper in de bodem (onder de toplaag waar gemeten is) omdat de bodem daar een lagere redoxpotential heeft. Onder droge omstandigheden zal zuurvorming dan ook vooral daar optreden. Het zure bodemvocht kan vanuit deze lagen omhoog worden getransporteerd door capillaire opstijging of naderhand na stijging van de waterstand door opwaartse stroming in een waterverzadigde bodem (Figuur 4.3). De gedesorbeerde basen worden dan afgevoerd door, opwaartse stroming van grondwater en laterale afvoer van het kwelwater over maaiveld of later door inzijging van regenwater. Dit zou dan voor sterke uitloging van basen in de bodemtoplaag kunnen zorgen.



Figuur 4.3. Schematische weergave van accumulatie van ijzersulfiden in de bodem door aanvoer van sulfaat door grondwater en de mogelijke werking van interne bodemverzuring door oxidatie van geaccumuleerde sulfiden in een extreem droge periode.

4.4 Uitputting voorraad basische kationen door maaien

Onderzoeksvraag: *Hoe groot is de potentiële afvoer van basische kationen door maaien en afvoer van bovengrondse biomassa en hoe verhoudt zich dat met de basenbuffercapaciteit van de bodemtoplaag?*

Uit de metingen van de voorraden calcium en magnesium in de bovengrondse biomassa blijkt dat deze klein zijn t.o.v. de voorraden op het kationadsorptiecomplex in oudere bodems. Uitputting van de belangrijkste uitwisselbare basische kationen zal daarom niet snel optreden in een situatie zonder aanvoer van calcium en magnesium door grondwater (29-93 jaar, uitschieter 219 jaar). Voor uitloging van basen is de afvoer van calcium en magnesium die door zuurvorming desorberen en dan worden afgevoerd via water (wegzijging, afvoer oppervlaktewater) veel belangrijker. Alleen in schraallanden die geen baseninput hebben door het ontbreken van kwel, kan maaibeheer op een langere termijn de bodem uitloggen.

5. Aanbevelingen

De volgende aanbevelingen voor onderzoek/ monitoring worden gedaan:

- Dit onderzoek is gebaseerd op een beperkt aantal locaties in een zeer beperkt aantal terreinen. Uitbreiding van het aantal meetlocaties draagt bij aan een betere monitoring van de duurzaamheid van een hoge basenrijkdom in kwelzones. Met het meten op meer locaties kan ook voorzien worden in een statistische onderbouwing van de gevonden patronen. Ook is gewenst om met een voldoende frequentie te meten (bv eens in de 2-3 jaar) ten einde effecten van meteorologische gebeurtenissen beter te traceren.
- Uitloging van basen door interne bodemverzuring in droge perioden lijkt een belangrijk proces te zijn die de duurzaamheid van basenminnende natte schraallanden bedreigt. Accumulatie van sulfiden door toevoer van sulfaat spelen hier vermoedelijk een grote rol in. Er is weinig inzicht in de hoeveelheid sulfiden, de stratificatie daarvan in de bodem en hoe snel sulfiden accumuleren in kwelzones. Ook is onduidelijk welke manier oxidatie van sulfiden in de bodem doorwerken in verzuring van de bodemtoplaag. Met geochemisch onderzoek aan het diepteprofiel van sulfiden en ook ijzerhydroxiden kan meer inzicht worden verkregen op welke diepte zuurvormende mineralen accumuleren. Frequente monitoring van de hydrochemie van het porievocht en waterstanden kan meer zicht hoe zuurvormende processen in de bodem tijdens droogteperioden en daarna doorwerken op uitloging van basen in de toplaag. Gelijktijdige monitoring van waterstanden kan inzicht geven bij welke waterstanden uitloging van basen en bodemverzuring optreden. Hydrochemische metingen aan het toestromende grondwater in combinatie met metingen/ berekeningen van kwelfluxen kunnen ook meer zicht geven in de aanvoerflux van sulfaat door grondwaterstroming.
- Onzeker is hoe snel herstel van een hoge basenrijkdom van optreedt na sterke uitloging van basen en afname van de basenverzadiging. Met vervolgmonitoring op de meetlocaties van dit onderzoek kan dat worden gevolgd.
- De dynamiek van de basentoestand kan ook beter begrepen worden als de dynamiek van kwelfluxen wordt gevolgd. Op enkele van de onderzochte locaties staan peilbuizen van de Provincie Overijssel voor het meten van waterstanden en stijghoogten. Met inverse modellering is het mogelijk om daarmee voor de afgelopen jaren kwelfluxen te berekenen zoals dat eerder gedaan is voor oude waterstandsmetingen uit de jaren '90 (Aggenbach & Cirkel 2017a). Daarmee kan ook worden nagegaan of kwelfluxen zijn verminderd en hoe deze door variatie van het weer worden beïnvloed.
- In zijn algemeenheid geldt dat voor monitoringsprogramma's waarin de basentoestand in natuurgebieden wordt gevolgd niet alleen naar ontwikkeling van bodem pH en basenverzadiging moet worden gekeken, maar ook naar de ontwikkeling van de voorraad organische stof en basen. Alleen met stofbelansbenadering, zoals ook toegepast in dit onderzoek, is goed te achterhalen welke processen bepalend zijn voor verandering van de basentoestand. Tevens is het zinvol om geschikte meetreeksen die nog niet zijn geëvalueerd, interpreteren.
- Chemisch onderzoek aan de input van stoffen in het intrekgebied, chemische omzettingen langs de stroombaan in het watervoerende pakket en omzettingen in de ondiepe ondergrond van kwelzones. Dit is zeker belangrijk in geval dat het intrekgebied agrarisch wordt gebruikt. Voor input zijn stikstof, zwavel, calcium en magnesium van belang. Het kan ook meer zicht geven in het verzuringsrisico door sulfidenaccumulatie in kwelgebieden. Soortgelijk onderzoek wordt ook voorgesteld naar aanleiding van het OBN-onderzoek aan de invloed van met nutriënten vervuild grondwater (Aggenbach et al. 2020).

Aanbevelingen voor beheer:

- Maatregelen in de waterhuishouding (dempen/ verondiepen ontwatering, dichten/ verwijderen buisdrainage) om structureel verdroging te verminderen en kwelfluxen te vergroten. Deze maatregelen kunnen tevens bijdrage aan het minder diep en langdurig uitzakken van de grondwaterstand en daarmee interne bodemverzuring beperken. Zulke maatregelen helpen ook om negatieve effecten van klimaatverandering (meer droogteperioden) te verzachten.
- Droogteperioden met extreem lage grondwaterstand zorgen voor uitloging van basen en bodemverzuring. Door klimaatverandering kan de ernst en frequentie van droge perioden gaan te nemen. In combinatie met accumulatie van sulfiden door toestroming van vervuild, sulfaatrijk grondwater, vormt dat een toenemende bedreiging voor de duurzaamheid van kwelafhankelijke basenminnende natuurtypen. Voor een duurzame instandhouding is daarom ook vermindering van de uitspoeling van meststoffen in het intrekgebied nodig. Dit verkleint ook het dilemma dat het sterven naar meer kwel voor aanvoer van basen ook door meer aanvoer van sulfaat bijdraagt aan meer opbouw van verzuringscapaciteit.
- Concreet voor de gebieden waar dit onderzoek (Stroothuizen, Punthuizen en Lemselermaten) is uitgevoerd: snel maatregelen in de waterhuishouding uitvoeren die een hoge kwelflux waarborgen en uitzakking van de waterstand in droge perioden beperken. Deze maatregelen hebben een hoge urgentie.

6. Literatuur

Aggenbach, C.J.S. & Jansen, A.J.M. (2004). Effectgerichte maatregelen tegen verdroging, verzuring en stikstofdepositie in beekdalen (Twenthe) en natte duinvalleien in het Renodunaal District (Goeree-Overflakkee). KWR 02.103, Kiwa Water Research, Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S & D.G. Cirkel (2017a). Analyse van actuele en vereiste kwelfluxen voor basenminnende habitattypen in Stroothuizen en Punthuizen. KWR 2016.115, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S & D.G. Cirkel (2017b). Analyse actuele toestand en trends grondwaterkwaliteit Stroothuizen. KWR 2016.093, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.

Aggenbach, C.J.S, P. Huyghe, J. Nijp & R. van Diggelen (2020). Invloed van vermist grondwater op kwelafhankelijke ecosystemen. OBN242-BE, Vereniging van Bos- en Natuureigenaren, Driebergen.

Appelo, C. A. J., and D. Postma. 2005. Geochemistry, groundwater and pollution. 2nd edition. CRC Press, Amsterdam.

Blume, H.-P., G. W. Brümmer, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel-Knaber, R. Kretzschmar, K. Stahr, and B.-M. Wilke. 2010. Lehrbuch der Bodenkunde. 16th edition. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

Van Wesemael, B. 1992. Soil organic matter in mediterranean forests and its implications for nutrient cycling and weathering of acid, low-grade metamorphic rocks. University of Amsterdam.

Bijlage 1: Indeling ecologische soortgroepen

Wet_naam	Ned_naam	Ecologische groep
Vaatplanten houtig (niet meererekend voor bedekking ecologische groep)		
<i>Alnus glutinosa</i>	Zwarte els	natte struwelen en bossen
<i>Betula pendula</i>	Ruwe berk	droge struwelen en bossen
<i>Betula pubescens</i>	Zachte berk	natte struwelen en bossen
<i>Betula species</i>	Berk (G)	natte struwelen en bossen
<i>Fraxinus excelsior</i>	Gewone es	natte struwelen en bossen
<i>Myrica gale</i>	Wilde gagel	natte heiden en hoogvenen
<i>Pinus sylvestris</i>	Grove den	droge struwelen en bossen
<i>Quercus robur</i>	Zomereik	natte struwelen en bossen
<i>Salix alba</i>	Schietwilg	natte struwelen en bossen
<i>Salix aurita</i>	Geoorde wilg	natte struwelen en bossen
<i>Salix cinerea</i>	Grauwe en Rossige wilg	natte struwelen en bossen
<i>Salix pentandra</i>	Laurierwilg	natte struwelen en bossen
vaatplanten niet houtig		
<i>Achillea ptarmica</i>	Wilde bertram	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Agrostis canina</i>	Moerasstruisgras	zure kleine zeggenmoeras
<i>Agrostis capillaris</i>	Gewoon struisgras	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Agrostis stolonifera</i>	Fioringras	overstromingsgraslanden
<i>Ajuga reptans</i>	Kruipend zenegroen	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Grote waterweegbree	rietmoerassen
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Geknikte vossenstaart	overstromingsgraslanden
<i>Angelica sylvestris</i>	Gewone engelwortel	natte voedselrijke ruigten
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gewoon reukgras	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Apium inundatum</i>	Ondergedoken moerasscherm	zwak gebufferd vennen
<i>Arabis thaliana</i>	Zandraket	droge-vochtige voedselrijke pioniervegetaties
<i>Briza media</i>	Beventjes	blauwgraslanden
<i>Calamagrostis canescens</i>	Hennegras	natte voedselrijke ruigten
<i>Callitriche hamulata</i>	Haaksterrenkroos	zwak gebufferd vennen
<i>Callitriche platycarpa</i>	Gewoon sterrenkroos	voedselrijke watervegetaties
<i>Calluna vulgaris</i>	Struikhei	droge heiden
<i>Caltha palustris</i>	Dotterbloem	dotterbloemhooilanden
<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Carex acutiformis</i>	Moeraszegge	grote zeggenmoerassen
<i>Carex curta</i>	Zompzegge	zure kleine zeggenmoeras
<i>Carex diandra</i>	Ronde zegge	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Carex disticha</i>	Tweerijige zegge	grote zeggenmoerassen
<i>Carex echinata</i>	Sterzegge	zure kleine zeggenmoeras
<i>Carex elata</i>	Stijve zegge	grote zeggenmoerassen
<i>Carex elongata</i>	Elzenzegge	natte struwelen en bossen
<i>Carex flacca</i>	Zeegroene zegge	blauwgraslanden
<i>Carex hostiana</i>	Blonde zegge	blauwgraslanden
<i>Carex hostiana x oederi s. oederi</i>	Blonde zegge x Dwergzegge	blauwgraslanden
<i>Carex nigra</i>	Zwarte zegge	zure kleine zeggenmoeras
<i>Carex oederi s. oederi</i>	Dwergzegge	blauwgraslanden
<i>Carex ovalis</i>	Hazenzegge	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Carex pallescens</i>	Bleke zegge	blauwgraslanden

Wet naam	Ned naam	Ecologische groep
Carex panicea	Blauwe zegge	blauwgraslanden
Carex pseudocyperus	Hoge cyperzegge	grote zeggenmoerassen
Carex pulicaris	Vlozegge	blauwgraslanden
Carex rostrata	Snavelzegge	Zure kleine zeggenmoeras
Carex vesicaria	Blaaszegge	grote zeggenmoerassen
Centaurea jacea	Knoopkruid	blauwgraslanden
Cerastium fontanum	Gewone en Glanzende hoornbloem	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Ceratocarpus claviculata	Rankende helmbloem	droge struwelen en bossen
Chamerion species	Wilgenroosje (G)	droge-vochtige voedselrijke ruigten
Chara vulgaris	Gewoon kransblad	voedselrijke watervegetaties
Cicendia filiformis	Draadgentiaan	natte voedselarme pioniervegetaties
Cirsium arvense	Akkerdistel	droge-vochtige voedselrijke ruigten
Cirsium dissectum	Spaanse ruiter	blauwgraslanden
Cirsium palustre	Kale jonker	dotterbloemhooilanden
Conyza canadensis	Canadese fijnstraal	droge-vochtige voedselrijke ruigten
Crepis capillaris	Klein streepzaad	droge-vochtige voedselrijke pioniervegetaties
Cynosurus cristatus	Kamgras	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Dactylis glomerata	Kropaar	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Dactylorhiza incarnata	Vleeskleurige orchis	basenrijk kleine zeggenmoeras
Dactylorhiza maculata	Gevlekte orchis	blauwgraslanden
Dactylorhiza majalis	Brede orchis en Rietorchis	dotterbloemhooilanden
Danthonia decumbens	Tandjesgras	(hei)schraalgraslanden
Drosera intermedia	Kleine zonnedauw	natte heiden en hoogvenen
Dryopteris carthusiana	Smalle stekelvaren	droge struwelen en bossen
Echinodorus ranunculoides	Stijve moerasweegbree	zwak gebufferd vennen
Eleocharis acicularis	Naaldwaterbies	zwak gebufferd vennen
Eleocharis multicaulis	Veelstengelige waterbies	zwak gebufferd vennen
Eleocharis palustris	Gewone waterbies	rietmoerassen
Eleocharis quinqueflora	Armbloemige waterbies	basenrijk kleine zeggenmoeras
Eleocharis uniglumis	Slanke waterbies	basenrijk kleine zeggenmoeras
Eleogiton fluitans	Vlottende bies	zwak gebufferd vennen
Elytrigia repens	Kweek	droge-vochtige voedselrijke ruigten
Epilobium ciliatum	Beklierde basterdwederik	natte voedselrijke ruigten
Epilobium hirsutum	Harig wilgenroosje	natte voedselrijke ruigten
Epilobium palustre	Moerasbasterdwederik	basenrijk kleine zeggenmoeras
Epilobium parviflorum	Viltige basterdwederik	basenrijk kleine zeggenmoeras
Epilobium species	Basterdwederik (G)	onbekend
Epipactis palustris	Moeraswespenorchis	basenrijk kleine zeggenmoeras
Equisetum arvense	Heermoes	droge-vochtige voedselrijke pioniervegetaties
Equisetum fluviatile	Holpijp	rietmoerassen
Equisetum palustre	Lidrus	dotterbloemhooilanden
Equisetum x litorale	Bastaardpaardenstaart	rietmoerassen
Erica tetralix	Gewone dophei	natte heiden en hoogvenen
Eriophorum angustifolium	Veenpluis	natte heiden en hoogvenen
Eriophorum latifolium	Breed wollegras	basenrijk kleine zeggenmoeras
Eupatorium cannabinum	Koninginnenkruid	natte voedselrijke ruigten
Euphrasia stricta	Stijve ogentroost	(hei)schraalgraslanden
Festuca rubra	Rood zwenkgras s.s.	droge-vochtige voedselrijke graslanden

Wet naam	Ned naam	Ecologische groep
<i>Festuca rubra</i> ag. (incl. <i>F. arenaria</i>)	Rood zwenkgras s.l.	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Filipendula ulmaria</i>	Moerasspirea	natte voedselrijke ruigten
<i>Galium palustre</i>	Moeraswalstro	rietmoerassen
<i>Galium uliginosum</i>	Ruw walstro	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Genista pilosa</i>	Kruipbrem	(hei)schraalgraslanden
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Klokjesgentiaan	(hei)schraalgraslanden
<i>Glyceria fluitans</i>	Mannagras	overstromingsgraslanden
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Moerasdroogbloem	natte voedselrijke pioniervegetaties
<i>Hieracium umbellatum</i>	Schermhavikskruid	(hei)schraalgraslanden
<i>Holcus lanatus</i>	Gestreepte witbol	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Holcus mollis</i>	Gladde witbol	droge struwelen en bossen
<i>Hottonia palustris</i>	Waterviolier	natte struwelen en bossen
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Gewone waternavel	zure kleine zeggenmoeras
<i>Hypericum dubium</i>	Kantig hertshooi	dotterbloemhooilanden
<i>Hypericum elodes</i>	Moerashertshooi	zwak gebufferd vennen
<i>Hypericum tetrapterum</i>	Gevleugeld hertshooi	dotterbloemhooilanden
<i>Hypochaeris radicata</i>	Gewoon biggenkruid	(hei)schraalgraslanden
<i>Impatiens parviflora</i>	Klein springzaad	natte struwelen en bossen
<i>Isolepis setacea</i>	Borstelbies	natte voedselarme pioniervegetaties
<i>Juncus acutiflorus</i>	Veldrus	dotterbloemhooilanden
<i>Juncus alpinoarticulatus</i> s. <i>alpinoarticulatus</i>	Alpenrus	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Juncus articulatus</i>	Zomprus	dotterbloemhooilanden
<i>Juncus bufonius</i>	Greppelrus	natte voedselrijke pioniervegetaties
<i>Juncus bulbosus</i>	Knolrus	zure kleine zeggenmoeras
<i>Juncus conglomeratus</i>	Biezenknoppen	(hei)schraalgraslanden
<i>Juncus effusus</i>	Pitrus	overstromingsgraslanden
<i>Juncus tenageia</i>	Wijdbloeiende rus	natte voedselarme pioniervegetaties
<i>Juncus tenuis</i>	Tengere rus	natte voedselrijke pioniervegetaties
<i>Lathyrus pratensis</i>	Veldlathyrus	dotterbloemhooilanden
<i>Leontodon autumnalis</i>	Vertakte leeuwentand	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Leontodon species</i>	Leeuwentand (G)	onbekend
<i>Listera ovata</i>	Grote keverorchis	blauwgraslanden
<i>Lolium perenne</i>	Engels raaigras	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Lonicera periclymenum</i>	Wilde kamperfoelie	droge struwelen en bossen
<i>Lotus pedunculatus</i>	Moerasrolklaver	dotterbloemhooilanden
<i>Luzula multiflora</i>	Veelbloemige veldbies s.l.	blauwgraslanden
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Echte koekoeksbloem	dotterbloemhooilanden
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	rietmoerassen
<i>Lysimachia thysiflora</i>	Moeraswederik	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Grote wederik	natte voedselrijke ruigten
<i>Lythrum portula</i>	Waterpostelein	zwak gebufferd vennen
<i>Lythrum salicaria</i>	Grote kattenstaart	rietmoerassen
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	rietmoerassen
<i>Mentha arvensis</i>	Akkermunt	overstromingsgraslanden
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Waterdrieblad	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Molinia caerulea</i>	Pijpenstrootje	natte heiden en hoogvenen
<i>Myosotis laxa</i> s. <i>cespitosa</i>	Moerasvergeet-mij-nietje	dotterbloemhooilanden

Wet naam	Ned naam	Ecologische groep
Odontites vernus	Rode, Vroege en Akkerogentroost	natte voedselrijke pioniervegetaties
Oenanthe fistulosa	Pijptorkruid	rietmoerassen
Ophioglossum vulgatum	Addertong	overig
Ornithopus perpusillus	Klein vogelpootje	(hei)schraalgraslanden
Parnassia palustris	Parnassia	basenrijk kleine zeggenmoeras
Persicaria mitis	Zachte duizendknoop	natte voedselrijke pioniervegetaties
Peucedanum palustre	Melkeppe	zure kleine zeggenmoeras
Phalaris arundinacea	Rietgras	natte voedselrijke ruigten

Phleum pratense	Timoteegras en Klein timoteegras	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Phragmites australis	Riet	rietmoerassen
Pilularia globulifera	Pilvaren	zwak gebufferd vennen
Pinguicula vulgaris	Vetblad	basenrijk kleine zeggenmoeras
Plantago lanceolata	Smalle weegbree	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Plantago major	Getande weegbree	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Poa annua	Straatgras	droge-vochtige voedselrijke pioniervegetaties
Poa pratensis	Veldbeemdgras	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Poa trivialis	Ruw beemdgras	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Polygonum aviculare	Gewoon varkensgras	droge-vochtige voedselrijke pioniervegetaties
Potentilla anserina	Zilverschoon	overstromingsgraslanden
Potentilla erecta	Tormentil	(hei)schraalgraslanden
Potentilla palustris	Wateraardbei	basenrijk kleine zeggenmoeras
Prunella vulgaris	Gewone brunel	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Ranunculus acris	Scherpe boterbloem	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Ranunculus aquatilis	Fijne waterranonkel	voedselrijke watervegetaties
Ranunculus flammula	Egelboterbloem	zure kleine zeggenmoeras
Ranunculus peltatus	Grote waterranonkel	zwak gebufferd vennen
Ranunculus repens	Kruipende boterbloem	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Rhamnus frangula	Sporkehout	natte struwelen en bossen
Rhinanthus angustifolius	Grote ratelaar	dotterbloemhooilanden
Rubus sec. Rubus	Zwarte braam	droge-vochtige voedselrijke ruigten
Rumex acetosa	Veldzuring	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Sagina nodosa	Sierlijke vetmuur	basenrijk kleine zeggenmoeras
Sagina procumbens	Liggende vetmuur	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Salix repens	Kruipwilg	(hei)schraalgraslanden
Samolus valerandi	Waterpunge	basenrijk kleine zeggenmoeras
Scirpus sylvaticus	Bosbies	dotterbloemhooilanden
Solanum dulcamara	Bitterzoet	rietmoerassen
Sparganium erectum	Grote en Blonde egelskop	rietmoerassen
Spergula morisonii	Heidespurrie	droge heiden
Stachys sylvatica	Bosandoorn	natte struwelen en bossen
Stellaria palustris	Zeegroene muur	basenrijk kleine zeggenmoeras
Stellaria uliginosa	Moerasmuur	dotterbloemhooilanden
Succisa pratensis	Blauwe knoop	blauwgraslanden
Taraxacum sectie Ruderalia	Gewone paardebloemen	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Taraxacum species	Paardenbloem (G)	onbekend
Trifolium dubium	Kleine klaver	droge-vochtige voedselrijke graslanden
Trifolium hybridum	Basterdklaver	droge-vochtige voedselrijke graslanden

Wet naam	Ned naam	Ecologische groep
<i>Trifolium pratense</i>	Rode klaver	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Trifolium repens</i>	Witte klaver	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Tussilago farfara</i>	Klein hoefblad	droge-vochtige voedselrijke ruigten
<i>Typha angustifolia</i>	Kleine lisdodde	rietmoerassen
<i>Typha latifolia</i>	Grote lisdodde	rietmoerassen
<i>Urtica dioica</i>	Grote brandnetel	droge-vochtige voedselrijke ruigten
<i>Valeriana dioica</i>	Kleine valeriaan	dotterbloemhooilanden
<i>Valeriana officinalis</i>	Echte valeriaan	natte voedselrijke ruigten
<i>Veronica arvensis</i>	Veldereprijs	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Veronica scutellata</i>	Schildereprijs	zure kleine zeggenmoeras
<i>Veronica serpyllifolia</i>	Tijmereprijs	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Vicia cracca</i>	Vogelwikke	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Vicia sepium</i>	Heggenwikke	droge struwelen en bossen
<i>Vicia species</i>	Wikke (G)	onbekend
<i>Viola palustris</i>	Moerasviooltje	zure kleine zeggenmoeras
mossen		
<i>Aulacomnium palustre</i>	Roodviltmos	zure kleine zeggenmoeras
<i>Blasia pusilla</i>	Flesjesmos	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Gewoon dikkopmos	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Bryum argenteum</i>	Zilvermos	droge-vochtige voedselrijke ruigten
<i>Bryum species</i>	Knikmos (G)	onbekend
<i>Calliergon cordifolium</i>	Hartbladig puntmos	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Calliergon stramineum</i>	Sliertmos	zure kleine zeggenmoeras
<i>Calliergonella cuspidata</i>	Gewoon puntmos	rietmoerassen
<i>Ceratodon purpureus</i>	Gewoon purpersteeltje	droge basenrijke graslanden
<i>Climacium dendroides</i>	Boompjesmos	blauwgraslanden
<i>Drepanocladus aduncus</i>	Moerassikkelmos	rietmoerassen
<i>Drepanocladus species</i>	Sikkelmos p.p. (G)	onbekend
<i>Eurhynchium praelongum</i>	Fijn laddermos	droge struwelen en bossen
<i>Fissidens adianthoides</i>	Groot vedermos	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Fossombronina foveolata</i>	Grof goudkorrelmos	zure vennen
<i>Fossombronina species</i>	Goudkorrelmos (G)	zure vennen
<i>Phaeoceros carolinianus</i>	Geel hauwmos	natte voedselrijke pioniervegetaties
<i>Philonotis fontana</i>	Beekstaartjesmos	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Plagiomnium elatum</i>	Geel boogsterrenmos	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	Stomp boogsterrenmos	basenrijk kleine zeggenmoeras
<i>Plagiomnium species</i>	Boogsterrenmos (G)	onbekend
<i>Plagiomnium undulatum</i>	Gerimpeld boogsterrenmos	natte struwelen en bossen
<i>Plagiothecium species</i>	Platmos (G)	onbekend
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Gerimpeld platmos	overig
<i>Pleurozium schreberi</i>	Bronsmos	droge heiden
<i>Pohlia species</i>	Peermos (G)	overig
<i>Polytrichum species</i>	Haarmos (G)	onbekend
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	Groot laddermos	(hei)schraalgraslanden
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Gewoon haakmos	droge-vochtige voedselrijke graslanden
<i>Riccardia species</i>	Moerasvorkje (G)	overig
<i>Riccia species</i>	Landvorkje (G)	onbekend
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	Waterveenmos	natte heiden en hoogvenen

Wet naam	Ned naam	Ecologische groep
Sphagnum denticulatum	Geoord veenmos	zure vennen
Sphagnum fallax	Fraai veenmos	natte heiden en hoogvenen
Sphagnum palustre	Gewoon veenmos	natte heiden en hoogvenen
Warnstorfia exannulata	Geveerd sikkelmos	zwak gebufferd vennen
Warnstorfia fluitans	Vensikkelmos	zure vennen

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.



Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12

Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 7
3972 NG Driebergen
0343-745250
info@vbne.nl

Alle publicaties en
producten van het
OBN Kennisnetwerk
zijn te vinden op
www.natuurkennis.nl

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn



Ministerie van Landbouw,
Natuur en Voedselkwaliteit

