

o+bn

Kennisnetwerk OBN

Grip op beekslib

De sturende rol van beeksediment op de kwaliteit van beeklevensgemeenschappen



Grip op beekslib

De sturende rol van beeksediment op de kwaliteit van beeklevensgemeenschappen

Roos Loeb – Onderzoekcentrum B-WARE
Fons Smolders – Onderzoekcentrum B-WARE
Gertie Arts – Wageningen Environmental Research
Dick Belgers – Wageningen Environmental Research
Gerlinde Roskam - Deltares
Rick Kuiperij – Onderzoekcentrum B-WARE
Moni Poelen – Onderzoekcentrum B-WARE
Ralf Verdonschot – Wageningen Environmental Research



©2021 IPO, Vereniging het Interprovinciaal Overleg, BIJ12, uitvoeringsorganisatie van de gezamenlijke provincies, Utrecht.

Rapport nummer 2021/OBN250-BE
Projectnummer OBN-2018-97-BE

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

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

*Wijze van citeren: Loeb, R., A. Smolders, G. Arts, D. Belgers, G. Roskam, R. Kuiperij, M. Poelen en R. Verdonschot, 2021. **Grip op Beekslib – sturende rol van beeksediment op de kwaliteit van beeklevensgemeenschappen**. Rapport nummer 2021/OBN250-BE, Kennisnetwerk OBN, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling	Roos Loeb – Onderzoekcentrum B-WARE Fons Smolders – Onderzoekcentrum B-WARE Gertie Arts – Wageningen Environmental Research Dick Belgers – Wageningen Environmental Research Gerlinde Roskam - Deltares Rick Kuiperij – Onderzoekcentrum B-WARE Moni Poelen – Onderzoekcentrum B-WARE Ralf Verdonschot – Wageningen Environmental Research
Foto voorkant	Beekvegetatie in het Rolderdiep. Fotograaf: Dick Belgers
Productie	Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE) Adres: Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen Telefoon: 0343-745250 E-mail: info@vbne.nl

Voorwoord

Behoud maar zeker ook het herstel van biodiversiteit behoort tot de kerndoelen van de overheid. Om dit doel te realiseren ontwikkelt en verspreidt het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) daarvoor toepasbare kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering, de ontwikkeling van nieuwe natuur én het cultuurlandschap.

De werking van ecosystemen is zeer complex. Soms lijkt het alsof er aan alle voorwaarden is voldaan om een hoge biodiversiteit te garanderen, maar verdwijnen er desondanks toch plantensoorten. Dit is het geval bij verschillende beken waarin de kwaliteit van het water zodanig verbeterd is dat het voldoet aan de normen van de Kaderrichtlijn Water. Toch zijn de gewenste doelsoorten daar niet te vinden. Uit dit onderzoek blijkt dat niet alleen de waterkwaliteit, maar ook de aanwezigheid van slib op de beekbodem woekerende planten bevoordeelt, ten koste van de doelsoorten.

De uitkomsten van dit onderzoek zijn dan ook zeer relevant voor het beleid. Normen voor waterkwaliteit volstaan blijkbaar niet. Ook de onderwaterbodem moet worden meegenomen in het geheel. Daarnaast hebben de uitkomsten implicaties voor het beheer. Om doelsoorten in een beek te behouden, moet het slib worden aangepakt. Daarbij is voorkomen beter dan genezen, omdat maaien en baggeren de woekerende soorten meestal bevoordeelt. Het is van belang een natuurlijk watersysteem te creëren, waarbij de stroming constant en hoog genoeg is om de sedimentatie van slib te voorkomen.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams
Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoud

Samenvatting	5
Aanleiding en doel van het onderzoek	5
Literatuurstudie	6
Veldstudie	9
Experimenten	15
Slib en nutriëntenbeschikbaarheid	15
Slib en koolstofbeschikbaarheid	16
Effecten van sedimentafzetting op de groei van sterrenkroos en waterpest	18
Synthese en conclusies	19
Aanbevelingen voor het beleid en beheer	21
Summary	23
Reason and aim of the study	23
Literature survey	24
Field study	27
Experiments	32
Sludge and nutrient availability	32
Sludge and carbon availability	33
Effects of sediment deposition on the growth of <i>Callitriche</i> and <i>Elodea</i>	34
Summary and conclusions	36
Recommendations for policy and management	37
Dankwoord	39
1. Inleiding	40
2. Literatuuronderzoek	42
2.1 Inleiding beeksystemen	42
2.2 Scope van het onderzoek	43
2.3 Plantengemeenschappen van beken	43
2.4 Beleidsdoelstellingen	47
2.4.1 Natura 2000 (N2000)	47
2.4.2 Kaderrichtlijn water (KRW)	48
2.5 Nutriëntenopname door aquatische planten	51
2.5.1 opname uit water of uit sediment	51
2.5.2 vorm van N	52
2.5.3 vorm van C	53

2.6	Omstandigheden waaronder slib wordt afgezet en effecten op plantengemeenschappen	56
2.6.1	Wat is slib ?	56
2.6.2	Stroomsnelheid, slibophoping en sedimentdynamiek	56
2.6.3	Effecten van slib op beekvegetaties	58
2.7	Beworteling en wortelontwikkeling	59
2.8	effecten slibophoping op waterbodemchemie en chemische interacties slib en oppervlaktewater	60
2.9	Toxiciteit van de sliblaag voor waterplanten	62
2.10	Conclusies	63
2.11	kennisleemtes	64
3.	Veldonderzoek	65
3.1	Inleiding	65
3.2	Materiaal en methode	65
3.2.1	Selectie locaties	65
3.2.2	Veldwerkzaamheden	70
3.2.3	Labwerkzaamheden	73
3.2.4	Gebruikte datasets voor analyses van de standplaatsfactoren per plantensoort	74
3.2.5	Uitgevoerde analyses	75
3.3	Resultaten veldonderzoek	76
3.3.1	Kwaliteit slib en oorspronkelijke beekbodem	76
3.3.2	Vergelijking binnen beeksystemen	79
3.3.3	Processen die de samenstelling van het sediment bepalen	82
3.3.4	Effecten sliblaag op oppervlaktewaterkwaliteit	84
3.3.5	Preferenties van soorten en de effecten van slibophoping op het voorkomen van doel- en woekersoorten	85
3.4	Discussie en conclusies	98
3.4.1	Verschil in kwaliteit tussen slib en de oorspronkelijke waterbodem	98
3.4.2	Chemische processen in de sliblaag	98
3.4.3	Preferenties van soorten en de effecten van slibophoping op het voorkomen van doel- en woekersoorten	99
3.4.4	Conclusies	102
4.	Experimenten	103
4.1	Inleiding	103
4.2	Slib en nutriëntenbeschikbaarheid	104
4.2.1	Inleiding	104
4.2.2	Hypothesen	104
4.2.3	Proefopzet	105
4.2.4	Materiaal en methode	106
4.2.5	Resultaten	109
4.2.6	Discussie en conclusies	115

4.3	Slib en koolstofbeschikbaarheid	117
4.3.1	Inleiding	117
4.3.2	Hypothesen	117
4.3.3	Proefopzet	117
4.3.4	Materiaal en methode	119
4.3.5	Resultaten	121
4.3.6	Discussie en conclusies	128
4.4	Effecten van sedimentafzetting op de groei van sterrenkroos en waterpest	130
4.4.1	Introductie	130
4.4.2	Aanpak	130
4.4.3	Resultaten	135
4.4.4	Discussie	144
5.	Discussie en conclusies	147
5.1	Slib in de beek	147
5.1.1	Ontstaan van slibophoping in de beek	147
5.1.2	Samenstelling beekslib	147
5.1.3	Rol slib wortelmilieu planten	147
5.1.4	Rol slib in interne eutrofiering	148
5.2	Respons vegetatie op slib	149
5.3	Implicaties voor beheer	150
6.	Literatuur	153
	Bijlage 1. Verspreidingskaarten. Bron: NDFF/Verspreidingsatlas Floron	159
	Bijlage 2. Vegetatie-opnamen	164
	Bijlagen 3. Chemische analyses	165
	Bijlagen 4. Kaarten ligging monsterlocaties	172
	Bijlage 5 Nutriëntenconcentraties in de plant	176

Samenvatting

Aanleiding en doel van het onderzoek

In beken liggen vanuit de Kaderrichtlijn Water (KRW) en Natura-2000 (N2000) duidelijke doelstellingen voor de aanwezigheid van waterplanten. Veel beektrajecten voldoen niet aan de Goede Ecologische Toestand van de KRW en voor de meeste beektrajecten in N2000-gebieden waarvoor H3260A (Beken en rivieren met waterplanten (waterranonkels)) als doelstelling is opgenomen, is een kwaliteitsverbetering en uitbreiding van het habitatype gewenst. Voor deze ecologische doelen is de soortensamenstelling van deze plantengemeenschappen erg belangrijk. Er wordt een groot belang toegekend aan onder andere Waterranonkels en Fonteinkruiden. Begroeiingen met zeer algemene soorten zoals Smalle waterpest, Grof hoornblad, Schedefonteinkruid en Aarvederkruid worden als veel slechter beoordeeld (Van der Molen et al. (red.), 2018).

Voor beektrajecten die binnen Natura2000-gebieden liggen, is vaak het habitatype H3260A Beken en rivieren met waterplanten (waterranonkels) als doelstelling opgenomen. In zowel de Kaderrichtlijn Water als in de beoordeling voor N2000 komt dit neer op een waardering van kenmerkende soorten van matig voedselrijk en helder water.

Opvallend is dat er de afgelopen decennia een sterke kwaliteitsverbetering van het oppervlaktewater in beken is gerealiseerd, maar dat dit er niet toe geleid heeft dat de doelen met betrekking tot beekgemeenschappen zijn behaald. Een van de belangrijke factoren hierin is waarschijnlijk de aanwezigheid van voedselrijk slib in veel beken. Waar er altijd al veel aandacht was voor de kwaliteit van het oppervlaktewater, ontbrak deze aandacht lange tijd voor de rol van de onderwaterbodem in beken, terwijl de meeste ondergedoken waterplanten in de onderwaterbodem wortelen en dus zowel gestuurd zouden kunnen worden door de kwaliteit van de onderwaterbodem als de kwaliteit van het oppervlaktewater. Er vindt ook uitwisseling plaats tussen stoffen in de onderwaterbodem en het oppervlaktewater; het slib in de beek kan dus zelf ook invloed hebben op de oppervlaktewaterkwaliteit. Daarnaast heeft transport van slib in de beek een effect op het doorzicht en daarmee op het lichtklimaat op de onderwaterbodem. Ook vormt slib het substraat voor kieming en worteling, waarbij aangenomen kan worden dat er in geval van een erg weke sliblaag geen geschikt milieu aanwezig is voor de wortels van waterplanten en dat ze bij sterke stroming, zoals in geval van een piekafvoer, sneller ontworteld raken en wegspoelen.

Doel van het OBN-onderzoek 'Grip op Beekslib' is om te achterhalen in hoeverre slibophoping en de kwaliteit van het opgehoopte slib knelpunten vormen voor het voorkomen van doelvegetaties in beken. In het zusterproject Kennisimpuls 'Grip op Beekslib' wordt de herkomst van dit slib achterhaald en worden maatregelen geformuleerd om slibophoping in beken tegen te gaan.

Het onderliggende OBN-onderzoek bestaat uit drie onderdelen:

- 1) een literatuuronderzoek waarin de belangrijkste knelpunten van slibophoping in beken voor de ontwikkeling van doelvegetaties- en doelsoorten worden onderzocht aan de hand van (wetenschappelijke) internationale en Nederlandse literatuur, en de kennisleemtes op een rijtje worden gezet;
- 2) een veldonderzoek, waarin de kennisleemtes uit het literatuuronderzoek verder worden onderzocht voor de situatie in Nederlandse beken, en hypothesen over werkingsmechanismen worden geformuleerd;

3) drie experimenten waarin de belangrijkste hypotheses uit het veld- en literatuuronderzoek over de effecten van slibophoping in beken op de groei van doel- en woekersoorten zijn onderzocht.

Literatuurstudie

In de literatuurstudie wordt ingegaan op typen beeksystemen en (submerse) plantengemeenschappen die in deze systemen voorkomen en op de beleidsdoelstellingen die vanuit de KRW en Natura2000 voor beken geformuleerd zijn. Ook is gekeken naar nutriëntenopname door aquatische planten en de effecten die slibophoping op plantengemeenschappen heeft, inclusief potentieel toxische effecten. Daarnaast wordt uiteengezet wat de effecten van slib zijn op de chemie van de waterbodem en het oppervlaktewater.

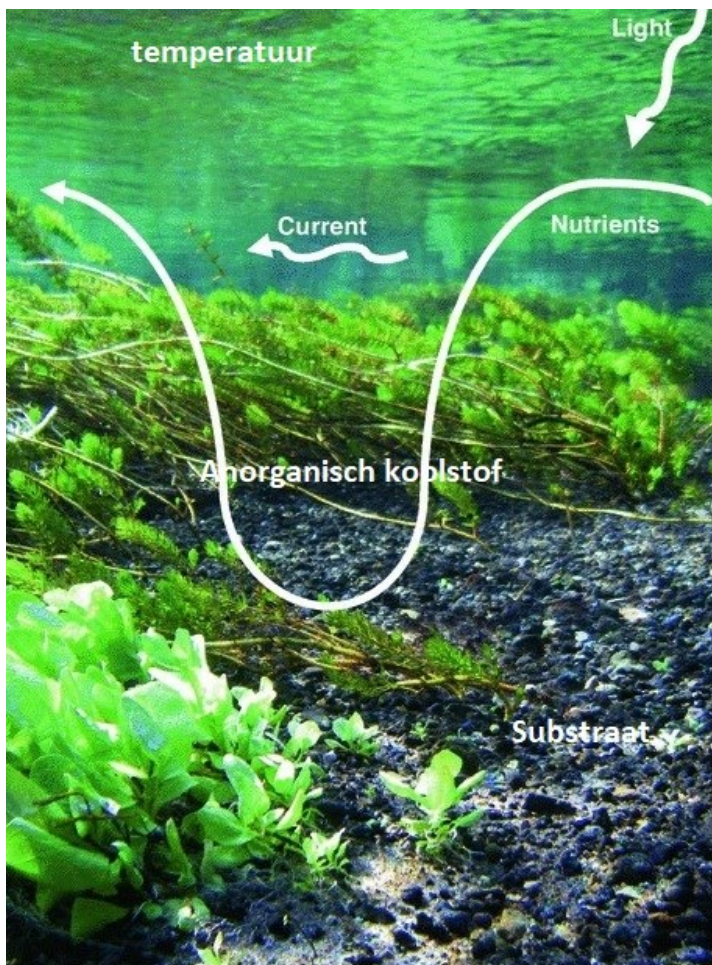
Buiten Zuid-Limburg en enkele delen van Noord-Brabant zijn beken in Nederland langzaam stromend. Deze beken hebben in de oorspronkelijke morfologische toestand verschillen in stroomsnelheid -vooral tussen binnen- en buitenbocht- waarmee ook verschillen aanwezig zijn in patronen van slibafzetting. Als gevolg van kanalisatie en normalisatie van beken en het gebruik van beken voor de af- en aanvoer van water, zijn veel van deze karakteristieke kenmerken van beken veranderd. Veel beken zijn hydromorfologisch sterk gemodificeerd en zijn eigenlijk verworpen tot sloten en kanalen waarin de stroomsnelheid sterk is gereduceerd, zeker wanneer er in het zomerhalfjaar weinig afvoer is.

Voor plantengemeenschappen in beken zijn stroomsnelheid, trofie en hardheid van het water, naast beekdimensies belangrijke sturende factoren. Beekvegetaties staan in West-Europa sterk onder druk. Slibafzetting, nutriëntenbelasting, afname van doorzicht van het water en afname van stroomsnelheid lijken hierin de meest belemmerende factoren, die deels ook samenhangen. Ook soorten van zachtwater lijken sterk achteruit te zijn gegaan.

Vanuit beleidsoogpunt worden vooral associaties van mesotrofe situaties in N2000-het meest gewaardeerd (habitattypen H3260A Beken en rivieren met waterplanten (waterranonkels)). In de deelmaatlaten van de Kaderrichtlijn Water wordt voor verschillende beektypen onderscheiden welke soorten bij welke bedekking een positieve of negatieve score met zich meebrengen. Ook met deze scoring worden soorten van mesotrofe wateren als positief beoordeeld en algemenere soorten van (hyper)eutrofe wateren, die snel kunnen gaan woekeren, als negatief.

Submerse planten kunnen zowel uit het oppervlaktewater als uit het onderwatersediment nutriënten (N, P) opnemen. Ammonium is goed opneembaar voor waterplanten, nitraat is alleen opneembaar als een soort nitraat kan reduceren. De meeste soorten kunnen dit, maar van enkele soorten, zoals Rossig fonteinkruid, is bekend dat ze dit nauwelijks kunnen. Zolang de planten zich geheel onder water bevinden, zijn waterplanten ook voor hun koolstofvoorziening afhankelijk van opgelost anorganisch koolstof in het oppervlaktewater. Alle soorten kunnen hiervoor CO₂ gebruiken; een deel ook bicarbonaat. Soorten die alleen CO₂ kunnen gebruiken, zijn karakteristiek voor zachte wateren.

Slib is de weke laag sediment die zich op een beekbodem kan ophopen. Het bestaat uit een zeer fijne sedimentfractie met vaak veel organisch materiaal. Slib is goed doorwortelbaar, maar spoelt ook snel weg en planten raken ook makkelijker ontworteld als ze in slib wortelen. Slibafzetting heeft effect op de plantengroei door een verminderde lichtinval en een veranderende structuur en samenstelling, en dus ook nutriëntenbeschikbaarheid van het beekbed. Invang van slibdeeltjes wordt andersom ook weer bevorderd door waterplantengroei.

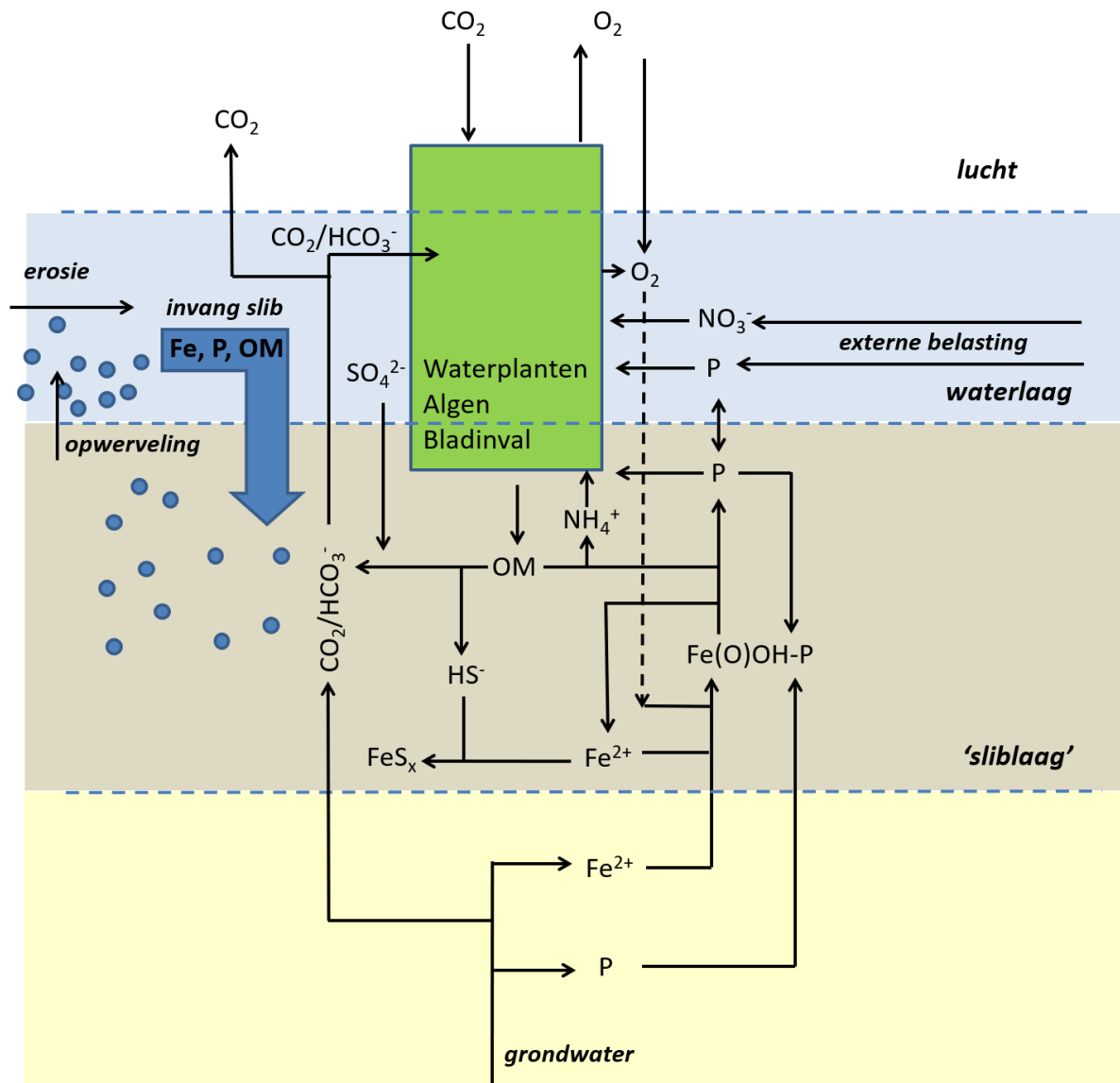


Conceptueel model van factoren die de biomassa aan waterplanten beïnvloeden in stromende wateren in landbouwgebieden (uit Mebane et al., 2014). Dit conceptuele model benoemt en kwantificeert zoveel mogelijk de factoren die van invloed zijn op de groei van waterplanten in stromende wateren. Deze factoren zijn: stroming; licht; algen; anorganisch koolstof; temperatuur; nutriënten; substraat. Stroming: optimale abundantie van waterplanten wordt bereikt bij een stabiele stroming. Bij lage stroomsnelheden (tot 0.1 m/s) zal waterplantengroei worden gestimuleerd. Bij toenemende stroomsnelheden zal de waterplantengroei afnemen en deze zal verdwijnen bij stroomsnelheden groter dan 1 m/s. Licht is één van de limiterende factoren, naast opgelost anorganische koolstof. Algen zijn altijd op de bladeren van waterplanten aanwezig, maar de hoeveelheid ervan bepaald in hoeverre licht, anorganisch koolstof en nutriënten beperkt worden voor de waterplanten. Temperatuur: een hogere temperatuur zal in algemene zin de productie verhogen, maar temperatuur optima variëren sterk per soort. Nutriënten: een algemeen aanvaard concept in stromende wateren is dat nutriënten zich stroomafwaarts spiraalsgewijs verplaatsen (zoals door de sinusvorm weergegeven in figuur 1.1): waterplanten nemen nutriënten op uit het water en geven deze af aan het sediment en het water, de nutriënten worden verder stroomafwaarts getransporteerd etc. Nutriënten in sediment: ijzer- en aluminium oxiden verminderen de beschikbaarheid aan fosfaat. Het sediment is meestal de primaire bron van fosfaat. Substraat: fijn sediment kan rijk zijn aan nutriënten maar ook aan organisch materiaal waardoor zuurstofloosheid kan ontstaan in het substraat, met als gevolg kortere plantwortels en het sneller los spoelen van waterplanten bij grote stroomsnelheden.

Planten kunnen aanpassingen hebben voor het groeien in anoxisch slib. Een aanpassing die voor Gekroesd en Doorgroeid fonteinkruis is aangetroffen, is de ontwikkeling van kortere wortels die een betere zuurstofvoorziening mogelijk maken.

Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit
Grip op Beekslib

Slib bevat doorgaans veel goed afbreekbaar organisch materiaal. Doordat er weinig zuurstof bij kan komen, wordt de sliblaag al snel anoxisch en worden nitraat, ijzer of sulfaat gereduceerd bij de afbraak van het organische materiaal. Fosfaat, bicarbonaat en ammonium kunnen vanuit de sliblaag worden nageleverd aan het oppervlaktewater.



Samenvatting van de belangrijkste chemische processen in beekbodems met een sliblaag.

Zware metalen, sulfide, ijzer, ammonium en nitriet zijn stoffen in het slib die mogelijk toxisch zouden kunnen zijn. Planten zijn voor zware metalen en nitriet echter veel minder gevoelig dan fauna. Ook ijzer en ammonium zijn meestal niet in zulke concentraties aanwezig dat in het algemeen toxiciteit verwacht kan worden. Het kan echter wel zijn dat soorten die gevoelig zijn voor ijzer niet op sliblagen kunnen groeien. Vrij waterstofsulfide ontstaat meestal niet, doordat er meestal veel ijzer beschikbaar is waar sulfide mee kan neerslaan.

Uit het uitgevoerde literatuuronderzoek kan geconcludeerd worden dat met slibophoping er in het algemeen een geschikt vestigingsmilieu is ontstaan voor snelgroeiende, eutrafente en

bicarbonaatgebruikende waterplanten, die goed om kunnen gaan met eventuele toxiciteit van onder meer ijzer en ammonium en die ook de beschikbare nutriënten uit de sliblaag snel kunnen opnemen en gebruiken voor hun groei. De ophoping van slib en de effecten daarvan op het voorkomen en de groei van soorten waterplanten, is geen variabele die op zichzelf staat, maar hangt samen met de sterk veranderde hydromorfologische toestand van vele beken. Stroming en de daarmee optredende variatie in substraten, luwe en sterk stromende habitats etc. is essentieel voor het goed functioneren van een beek en daarmee ook voor een goede chemische en biologische kwaliteit.

Veldstudie

Met de veldstudie werden de volgende onderzoeksvragen beantwoord:

- wat is het verschil in kwaliteit tussen een beekbodem met slib en de onderliggende vaste beekbodem?
- wat voor processen spelen zich in het slib af die de kwaliteit van het slib verklaren?
- hoe beïnvloedt slibophoping de kwaliteit van het oppervlaktewater?
- onder welke omstandigheden komen specifieke submerse doelsoorten en algemene, woekerende soorten voor, vooral in relatie tot fosfor, nitraat en/of ammonium en koolstof in de vorm van CO₂ of bicarbonaat?
- (hoe) draagt slibophoping bij aan de ontwikkeling van woekering van algemene soorten en vermindering van kansen voor doelsoorten?

In de veldstudie werden 65 beeklocaties geselecteerd waar het beeksediment en het eventueel aanwezige slib werden bemonsterd. Ook de vegetatie, deels bestaand uit doelsoorten, deels uit woekerende planten en deels uit combinaties daarvan, werd opgenomen en bemonsterd. Gegevens uit andere onderzoeken, waaronder het verspreidingsonderzoek van Waterplanten en Waterkwaliteit, werden samengevoegd met deze studie om een grotere dataset te verkrijgen.

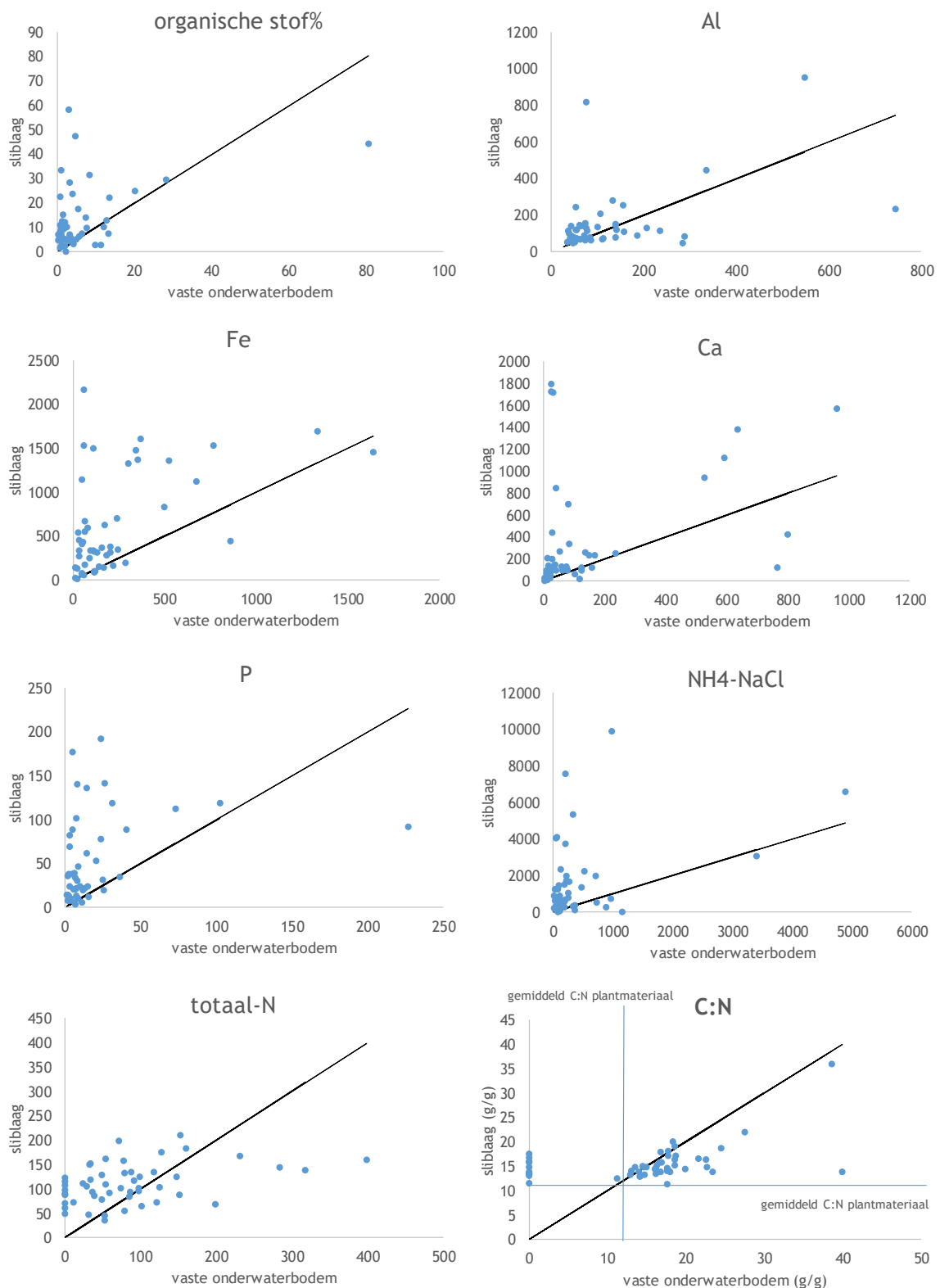


Ligging van de geselecteerde locaties met daarbij de belangrijkste voorkomende submerse soort (afkortingen Wetenschappelijke namen). Locaties met doelsoorten zijn donkergroen gekleurd, locaties met woekering rood en locaties met zowel doelsoorten als een hoge bedekking met algemene soorten zijn geel gekleurd.



Monstername van slib en vaste waterbodem. Foto: Dick Belgers.

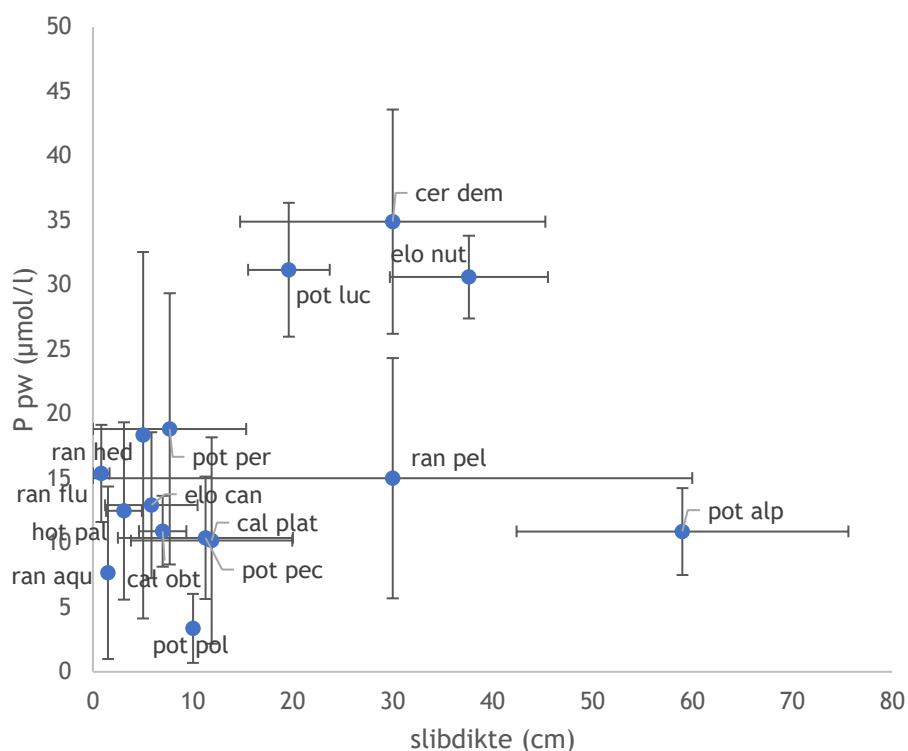
Het slib was -enkele locaties daargelaten- veel organischer van aard dan de onderliggende waterbodem. Ook wat betreft siltgehalte (fijne, lemige deeltjes, geïndiceerd door de concentratie aluminium) weken de sliblagen vaak af van de onderliggende waterbodem. Dit kon zowel betekenen dat ze een hoger als een lager siltgehalte hadden. De ijzerconcentratie in de sliblaag was regelmatig vele malen hoger dan in de onderliggende waterbodem. Omdat de bovenkant van de sliblaag het grensvlak vormt tussen de anaerobe waterbodem en de zuurstofrijke waterlaag, is dit de plek waar het ijzer dat via toestromend grondwater wordt aangevoerd, oxideert en afgezet wordt. Ook calciumgehalten waren regelmatig hoger. Dit kan verklaard worden door afzetting van kalk (calciumcarbonaat) dat ontstaat als er in het poriewater oververzadiging van calcium en carbonaat door hoge bicarbonaatconcentraties, samenhangend met een hoge afbraak van organisch materiaal). Het slib was veel rijker aan fosfor dan het onderliggende sediment. 35% van de bemonsterde sliblagen had een zeer hoge concentratie P van meer dan 50 mmol/kg droge stof. De sliblaag was ook rijker aan stikstof dan de onderliggende bodem en had een lagere C:N-verhouding. Hiermee had de sliblaag een C:N-verhouding die dicht bij de verhouding lag die in het levende plantmateriaal werd gemeten en werd deze lager naarmate er meer organische stof aanwezig was. Ook ammoniumconcentraties (NH₄-NaCl) waren vele malen hoger in de sliblaag dan in de onderliggende vaste waterbodem. Deze verschillen hadden ook tot gevolg dat het poriewater meer P, NH₄ en anorganisch koolstof bevatte. Deze verschillen in ammonium en fosfor in sediment en poriewater werden ook aangetroffen als binnen beeksystemen plekken met en zonder slib werden vergeleken. De hogere concentraties in het poriewater, die grotendeels verklaard kunnen worden door een sterke anaerobe afbraak van organisch materiaal, zouden kunnen zorgen voor alkalisering van het oppervlaktewater en voor nalevering van P.



Vergelijking van de vaste onderwaterbodem met de sliblaag met betrekking tot het organische stofgehalte (massa%), totaalconcentraties aluminium, ijzer, calcium, fosfor (mmol/kg ds), NaCl-extraaerbaar NH₄ μmol/kg ds), totaal-stikstof (mmol/kg ds) en de C:N-verhouding (g/g) (waarden onder detectielimiet in vaste onderwaterbodem zijn weergegeven als 0). De zwarte lijn geeft de 1:1-lijn weer. Van punten die boven deze lijn vallen, heeft de sliblaag een hogere concentratie dan de vaste waterbodem.

Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit
Grip op Beekslib

De aanwezigheid van slib had een duidelijk effect op de kans om specifieke doelsoorten in de beek aan te treffen of last te krijgen van woekering door zeer algemene soorten. Veel soorten werden specifiek aangetroffen op plekken zonder of met weinig slib. Dit betrof zowel doelsoorten van voedsel- en koolstofarme milieus, zoals Teer vederkruid, Waterviolier en Duizendknoopfonteinkruid, maar ook soorten van wat voedselrijkere omstandigheden, zoals Gewoon en Stomphoekig sterrenkroos, Glanzig fonteinkruid, Brede waterpest, Vlottende waterranonkel en Doorgroeid fonteinkruid. Op dikke sliblagen werd in dit onderzoek vooral een dominantie van Smalle waterpest of Grof hoornblad aangetroffen. Ook doelsoort Rossig fonteinkruid groeide op slib, maar dit slib was van specifieke samenstelling: door de kwelsituatie was dit zeer ijzerrijk slib met een relatief lage beschikbaarheid van fosfor in het poriewater. Of de ophoping van voedselrijk slib daadwerkelijk leidt tot het wegconcurreren van bovengenoemde doelsoorten door woekerende soorten als Smalle waterpest en Grof hoornblad, kon in het veld niet worden aangetoond. Met experimenten hebben we verder onderzocht wat de effecten zijn van slib op de groei en het concurrentievermogen van doelsoorten en woekerende soorten.



Gemiddelde slibdikte en fosfor in het poriewater waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (13,23), cal plat = Gewoon sterrenkroos (4,9), cer dem = Grof hoornblad (3,5), elo can = Brede waterpest (3,8), elo nut = Smalle waterpest (12,25), hot pal = Waterviolier (5,6), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (5,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (5,8), pot pec = Schedefonteinkruid (2,6), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (3,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (1,6), ran aqu = Fijne waterranonkel (1,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15, 14), ran hed = Klimopwaterranonkel (1,5), ran pel = Grote waterranonkel (2,4).

In de Kaderrichtlijn Water zijn grenswaarden opgenomen voor P en N in beken. P geldt daarbij als leidend, omdat ervan uitgegaan wordt dat P limiterend is voor de groei (Van der Molen et al. (red), 2018). De meeste van de onderzochte doelsoorten waren inderdaad in hun voorkomen beperkt tot nutriëntenconcentraties die in de klasse zeer goed vallen, met name de P-concentratie. Dit gold onder andere voor Stomphoekig en Gewoon sterrenkroos, Drijvende waterweegbree, Fijne waterranonkel, maar ook voor woekering met Smalle waterpest. Soorten als Grof hoornblad en Vlottende waterranonkel prefereerden hogere nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Vlottende waterranonkel kwam gemiddeld bij de hoogste stroomsnelheid voor, waardoor de planten minder snel te lijden zullen hebben van een verminderd doorzicht door algengroei. Grof hoornblad werd in dit onderzoek aangetroffen bij de hoogste fosforconcentraties in het oppervlaktewater. Ondanks dat woekering van Smalle waterpest wordt aangetroffen bij lage concentraties van P in het oppervlaktewater, was de poriewaterconcentratie in de onderwaterbodems waar de soort dominant is, juist hoog; rond 30 $\mu\text{mol/l}$ (900 $\mu\text{g/l}$). Ook dominantie van Grof hoornblad was bij deze concentratie in het poriewater - en hoger- te vinden. Opvallend was dat ook Glanzig fonteinkruid voorkomt bij hoge fosforconcentraties in het poriewater, terwijl de soort juist geen of een dunne sliblaag prefereerde. De resultaten geven aan dat niet alleen fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater, maar ook in de onderwaterbodem sturend kunnen zijn voor het voorkomen van soorten.

De bovengrondse biomassa van de vegetatie vertoonde geen duidelijke verband met de slibdikte of de fosforconcentratie in het poriewater, in tegenstelling tot eerder onderzoek aan beken in de Achterhoek, waar de bedekking van submerse planten samenhangt met de fosforconcentratie in het poriewater (Smolders et al., 2017). De productiviteit is echter niet direct te koppelen aan de bovengrondse biomassa, omdat veel van de locaties tot 5x per jaar gemaaid worden. Desondanks valt het op dat lage bovengrondse biomassa's (< 100-150 g dw/m²) alleen voorkomen bij een lage P-concentratie in het poriewater (P <15 $\mu\text{mol/l}$ (460 $\mu\text{g/l}$)).

Ook in koolstofvoorziening was er een duidelijk verschil te zien tussen soorten. Op grond van de CO₂- en bicarbonaatconcentraties in het oppervlaktewater was duidelijk te zien dat een groot deel van de soorten die alleen CO₂ kunnen gebruiken voorkwamen bij lage bicarbonaatconcentraties (<1500 $\mu\text{mol/l}$). Alleen Waterviolier kwam bij hoge bicarbonaatconcentraties voor. Uit het veldonderzoek blijkt dat op locaties waar een sliblaag werd aangetroffen, het water rijk was aan bicarbonaat. De aanwezigheid van veel slib in een beek zou hier een aandeel kunnen hebben in de verhoging van de bicarbonaatconcentratie in de beek, doordat er anorganisch koolstof vanuit het slib naar de waterlaag kan worden nageleverd. Dit zal met name gelden voor beken die van nature zacht water voeren doordat ze gevoed worden door kalkarm water, zoals beken op de arme zandgronden. Dit zou de afname van zachtwatersoorten zoals Teer vederkruid en Drijvende waterweegbree in beken kunnen verklaren, maar mogelijk ook van algemenere soorten zoals Grote waterranonkel. Dit is daarom uitgetest in een experiment waarin de koolstofbeschikbaarheid gevarieerd werd.

In het algemeen kan geconcludeerd worden dat ophoping van slib in beken leidt tot voedselrijkere omstandigheden in het wortelmilieu (meer fosfaat, ammonium en anorganisch koolstof), waardoor woekering door algemene soorten als Grof hoornblad en Waterpest wordt bevorderd. De bevordering van deze soorten door voedselrijkere omstandigheden in het slib, wordt ook waargenomen als de waterlaag arm is aan nutriënten. Er kan interactie plaatsvinden tussen de kwaliteit van het slib en de oppervlaktewaterkwaliteit: nutriënten (C, N, P) kunnen vanuit het slib vrijkomen in het oppervlaktewater en de concentratie van onder andere nitraat en sulfaat in het oppervlaktewater heeft effect op de processen die zich in het slib afspelen. Echter, de aanwezigheid van een sliblaag en de hogere beschikbaarheid van nutriënten in de sliblaag leveren op zichzelf al een concurrentievoordeel voor de hier genoemde algemene soorten op. De invloed van het slib op de woekering van algemene soorten is dus een duidelijke factor. Doelsoorten hebben hierdoor minder kans zich te handhaven; voor een deel van de soorten omdat zij hun optimum hebben in

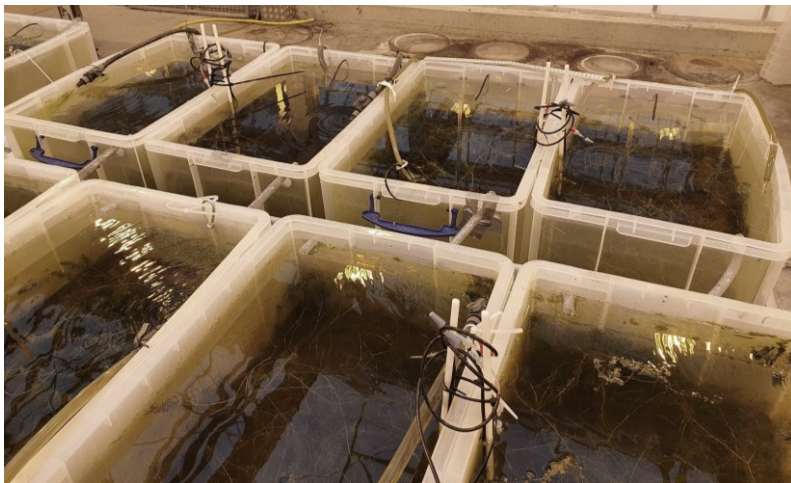
een voedselarm milieu en dus eerder worden weggeconcentreerd, en voor een ander deel van de soorten omdat zij weliswaar op voedselrijkere standplaatsen voor kunnen komen, maar een zandiger, harder en aeroob substraat prefereren om in te wortelen en geen slibafzetting op hun bladeren tolereren. Hierin zit ook een interactie tussen stroming en slibophoping: bij een hogere stroomsnelheid kan minder slib worden afgezet en blijft het substraat (grof)zandiger: alleen op luwe plekken wordt slib afgezet bij hogere stroomsnelheden. Hoe groot het effect van slibafzetting -in combinatie met stroming- is, is ook uitgetest in een experiment met afzetting van voedselrijk en voedselarm slib.

Experimenten

Slib en nutriëntenbeschikbaarheid

Eén van de belangrijkste vragen in dit onderzoek is hoe slibophoping de verspreiding van doel- en woekersoorten beïnvloedt. Omdat slib de nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem beïnvloedt (zie H3), is een verandering in de concurrentiepositie tussen soorten een mogelijkheid. In dit experiment hebben we de effecten van slib op twee paren gelijkvormig groeiende doel- en woekersoorten onderzocht: smalle en brede waterpest en gewoon en stomphoekig sterrenkroos. Hierbij wilden we de volgende hypothese testen:

- bij een lage P-concentratie in oppervlaktewater heeft de aanwezigheid van een sliblaag grote invloed op de P-opname door planten;
- nutriëntenrijk slib bevordert de groei van algemene, eutrafente soorten meer dan die van doelsoorten



Experimentele bakken met waterpest.

Zowel smalle als brede waterpest namen op de slibbodem meer P en N op dan op de zandbodem. De waterkolom was arm aan P, dus dit is een sterke aanwijzing dat de planten nutriënten uit het slib hebben opgenomen. Hiermee wordt nogmaals bevestigd dat smalle en brede waterpest, beide soorten die geen heel sterke worteling kennen, toch met hun wortels nutriënten uit het sediment kunnen opnemen. Bij brede waterpest zou opname van nutriënten uit sediment een belangrijke voedingsstrategie kunnen zijn, aangezien de soort in het wat P-armere zand aanzienlijk meer wortelbiomassa aanmaakt dan in het slib, waar P meer beschikbaar is. Naast P werd ook meer N opgenomen uit de slibbodem, hoewel het zand in het poriewater bij aanvang van het experiment eveneens veel anorganisch stikstof bevatte. De hoge opname van nutriënten kan omschreven worden als 'luxe-consumptie', maar is ook een vorm van plasticiteit van de planten waardoor ze ervoor kunnen zorgen ook nog te kunnen groeien als de P-beschikbaarheid afneemt. Dit kan zowel

een strategie zijn van snelle groeiers, die het opgenomen fosfor snel gebruiken, als voor tragere groeiers die dit opnemen voor groei op langere termijn.

Net als in de twee hierna beschreven experimenten, liet dit experiment zien dat er geen negatief effect van slibophoping op de groei was: noch brede, noch smalle waterpest, die in dit experiment in bakken door elkaar groeiden, presteerde slechter met slibophoping. Een eventueel acuut toxisch effect kan daarmee het minder frequente voorkomen van doelsoorten op nutriëntenrijk slib niet verklaren. Een verschil in competitiekracht tussen doel- en woekersoorten ligt daarmee meer voor de hand.

Smalle waterpest leek op het slibsediment harder te groeien dan op het zand en daardoor een competitief voordeel op het slib te hebben ten opzichte van brede waterpest, maar doordat alleen sprake was van een trend en niet van een significant verschil, kunnen hier geen harde conclusies aan verbonden worden. Het feit dat er wel 'luxe-consumptie' van nutriënten optrad, kan betekenen dat er in het experiment een andere factor was die sterker beperkend voor de groei was dan P of N. Omdat smalle waterpest een betere concurrent is in voedselrijk oppervlaktewater dan brede waterpest (Barrat-Segretain et al., 2004) en er uit dit experiment en eerdere experimenten (Eugelink, 1998) blijkt dat smalle waterpest ook goed nutriënten opneemt uit slib, waarbij de groeisnelheid van smalle waterpest in het algemeen ook groter is dan die van brede waterpest (Eugelink, 1998), is het echter wel aannemelijk dat er daadwerkelijk een voordeel voor smalle waterpest is op een nutriëntenrijke sliblaag.

Slib en koolstofbeschikbaarheid

In dit experiment zijn de volgende hypothesen uitgetest:

- een verhoogde concentratie bicarbonaat in combinatie met een gebruikelijke CO₂-concentratie in het oppervlaktewater zorgt voor een sterkere toename in groeisnelheid van bicarbonaatgebruikende soorten ten opzichte van obligate CO₂-gebruikers;
- slib veroorzaakt deze verandering in groeisnelheden; dit is het gevolg van kan zowel door de verhoogde beschikbaarheid van bicarbonaat als door de verhoogde beschikbaarheid van voedingsstoffen komen;
- de abiotische standplaatsomstandigheden op slib (gereduceerd milieu; hoger concentraties aan o.a. ijzer, hoge concentraties P en N) zijn op zichzelf geen probleem voor obligate CO₂-gebruikende soorten.



Proefopstelling in de kas

In dit experiment zijn twee sterk verschillende beeksedimenten gebruikt: zeer fosfaatarm zand uit de Heelsumse Beek en zeer fosfaatrijk slib uit de Eefse Beek. Deze verschillen in voedselrijkdom vertaalden zich ook naar lagere en hogere concentraties in het poriewater van de betreffende sedimenten en naar concentraties in het artificiële beekwater, waar het fosfaat door nalevering in terecht kon komen. Op het arme zand van de Heelsumse beek hadden de planten een zeer lage P-concentratie en daardoor een zeer hoge N/P-verhouding in het weefsel. Dit duidt erop dat de groei in het experiment sterk door fosfor beperkt werd. Een effect van de toediening van een hoge

concentratie bicarbonaat op de groei van het bicarbonaatgebruikende aarvederkruid werd op de zandbodem niet gevonden, omdat de planten op het zand een sterk gebrek aan P hadden en daardoor niet harder konden groeien.

Slib zorgde voor vrijkomen van veel anorganisch koolstof in vorm van bicarbonaat naar het oppervlaktewater. Ook was er sprake van een hogere P-concentratie in het poriewater en nalevering daarvan naar het artificiële beekwater. De hogere beschikbaarheid van nutriënten (P, C en/of N) zorgden voor een sterkere groei van aarvederkruid op de sliblaag. Bij toediening van een hogere concentratie bicarbonaat nam de groei van aarvederkruid nog verder toe, wat aangeeft dat de sterkere groei van aarvederkruid niet alleen verklaard wordt door de beschikbaarheid van nutriënten in het slib, maar dat er ook een interactie is met bicarbonaat uit het oppervlaktewater. Deze hogere bicarbonaatconcentratie in het beekwater kan in de beek ook onder andere afkomstig zijn van slib dat ter plekke of bovenstrooms is afgezet. De hogere C/N-verhouding in aarvederkruid in de behandelingen met de hoge bicarbonaatconcentratie suggereren dat aarvederkruid hier daadwerkelijk gebruik maakt van een hogere beschikbaarheid van koolstof door de bicarbonaattoediening.

Teer vederkruid bereikte geen hogere biomassa op de sliblaag, ondanks de hogere beschikbaarheid van fosfaat. Dit komt mogelijk doordat dit een traag groeiende soort is. Er zijn geen aanwijzingen dat teer vederkruid in groei te lijden had van anaerobe omstandigheden en gereduceerde ionen als ijzer, ammonium of sulfide of een lage redoxpotential.

Beide soorten investeerden relatief meer in wortelgroei op de zandbodem dan op de slibbodem. Dit kan een strategie zijn om ook op de zandbodem aan meer nutriënten te kunnen komen. Het kan echter ook zijn dat de wortels zich op slib minder ontwikkelden zodat ze beter van zuurstof voorzien kunnen worden. Een gevolg van de lagere verhouding tussen scheut en wortel op een slibbodem, zou kunnen zijn dat bij een hogere stroomsnelheid of een plotselinge piekafvoer planten makkelijker ontworteld zouden kunnen raken.

Op de zandbodem lagen de groeisnelheden van aarvederkruid en Teer vederkruid dicht bij elkaar, maar op de sliblaag groeide aarvederkruid aanzienlijk sneller dan Teer vederkruid. Aarvederkruid heeft in watergangen met slib dus waarschijnlijk een competitief voordeel, als er competitie om licht optreedt met Teer vederkruid. Hiermee is aarvederkruid exemplarisch voor snelgroeiende woekersoorten die bij slibophoping in de beek langzaam groeiende soorten kunnen wegconcurreren.

Effecten van sedimentafzetting op de groei van sterrenkroos en waterpest



Impressie kunstbeek met planten in september 2020, circa twee weken voor alle compartimenten geogst werden.

In dit experiment is bepaald of afzetting van sediment op de beekbodem de groei van waterplanten beïnvloedt, om na te gaan of dit de achteruitgang van doelsoorten en de toename van eutrafente soorten van de afgelopen decennia veroorzaakt kan hebben. Er is een experiment met sedimentatie-behandelingen uitgevoerd in stroomgoten. Hierbij zijn twee deelvragen geformuleerd:

- Welk effect heeft sedimentatie van verschillende sedimenttypen (zand, voedselarm en voedselrijk slib) op de groei van waterplanten in beken?
- Verschilt het effect van sedimentatie tussen soorten die de afgelopen decennia achteruit zijn gegaan (doelsoorten) en soorten die op dit moment massaal in beken voorkomen (woekeraars)?

In het onderzoek is in stroomgoten experimenteel onderzocht wat het effect is van de afzetting van sediment op de beekbodem op de groei van de soortparen stomphoekig en gewoon sterrenkroos en van smalle en brede waterpest. Bij beide soortparen is de eerst genoemde soort in Nederlandse beken is toegenomen, terwijl de tweede soort achteruit is gegaan is. In het veldonderzoek leek er een verband te zijn tussen het voorkomen van deze soorten, de dikte van de sliblaag en de P-concentratie in het poriewater (hoofdstuk 3). Het experiment liet echter zien dat de afzetting van een 3 cm dikke laag sediment (zand, P-arm slib of P-rijk slib) op een onderlaag van 2 cm zand niet beperkend was voor de ontwikkeling van de vier onderzochte soorten. De tendens was dat alle waterplanten een grotere biomassa ontwikkelden bij zowel sedimentatie van zand als van slib. Ook werden er geen structurele verschillen tussen rijk en arm slib gevonden. Het is niet duidelijk of het bescheiden positieve effect van sedimentatie dat voor alle soorten werd gevonden representatief is voor de situatie in het veld of het gevolg is van beperkingen in de experimentele opzet.

Er werd vaker significante groei vastgesteld voor gewoon sterrenkroos ten opzichte van stomphoekig sterrenkroos en dit zou samen kunnen hangen met hoe de planten presteren bij weinig water; mogelijk heeft gewoon sterrenkroos een voordeel boven stomphoekig sterrenkroos

omdat de eerste soort zelfs na droogval nog door kan groeien terwijl de tweede soort dit niet doet (Pot 2003). De waterkolom-vullende groeivorm van waterpest wordt waarschijnlijk veel minder gehinderd door kleine dimensies en had daardoor mogelijk minder last van beperkingen in de experimentele setting. Een alternatieve verklaring voor het verschil in groei zou ook fenologisch van aard kunnen zijn.

De resultaten wijzen uit dat de onderzochte plantensoorten geen hinder ondervonden van de sedimentatie van een laag van 3 centimeter (voedselrijk) slib. Er lijkt van een eventueel toxisch effect van het slib daarmee geen sprake.

Synthese en conclusies

In beken zijn erosie en sedimentatie een natuurlijke processen die samenhangen met de afvoer en stroomsnelheid en de beschikbaarheid van sediment. Erosie van oevers en van de beekbodem vindt plaats in de snelstromende delen, zoals in buitenbochten, terwijl sedimentatie optreedt in de stromingsluwere delen. Niet alleen zand, maar ook slib kan sedimenteren op plekken met weinig of geen stroming. Verder kan slib deels ook autogeen worden gegenereerd, vooral wanneer een overmaat aan voedingsstoffen aanwezig is en hoge productie in de watergang plaatsvindt, of als opgeloste ijzerdeeltjes uit opkwellend grondwater uitvlokken. Sneller stromende beken, beektrajecten met een natuurlijker afwateringsregime en beken met een natuurlijkere morfologie van zowel de beek als beekdal hebben minder slibophoping dan gestuwde beken en beken die traag stromen – door weinig verhang of door overdimensionering. Van nature vindt er meer sedimentatie van slib plaats in benedenlopen dan in bovenlopen.

In dit onderzoek is op een groot aantal plaatsen in Nederland de samenstelling van beekslib onderzocht en vergeleken met dat van de onderliggende beekbodem. Het bleek dat de sliblaag voor een groter deel bestond uit organische stof dan de onderliggende beekbodem. Het slib bevatte doorgaans hogere concentraties ijzer, fosfor, stikstof en calcium en soms ook meer siltdeeltjes (aluminium). De hogere concentratie stikstof hing samen met de hogere concentratie organische stof en was dus waarschijnlijk grotendeels organisch stikstof; de hogere concentratie fosfor hing niet samen met het organische stofgehalte, maar juist met ijzer. Dit geeft aan dat dit voornamelijk anorganisch fosfaat betreft, dat goed adsorbeert aan ijzeroxides en siltdeeltjes. Daarnaast waren de concentraties fosfor, ammonium en bicarbonaat in het poriewater van het slib veel hoger dan in de onderliggende beekbodem. Dit kan verklaard worden door de hoge anaerobe afbraaksnelheid van het organische materiaal in het vaak ijzerrijke slib. Hierbij komen nutriënten vrij. Door de reducerende omstandigheden wordt ammonium niet verder afgebroken tot nitraat, en bindt fosfaat minder sterk aan ijzer.

Niet alleen het wortelmilieu wordt beïnvloed door de sedimentatie van slib; de sliblaag kan ook de beschikbaarheid van fosfaat en bicarbonaat in het oppervlaktewater vergroten. Dit bleek uit de experimenten die gedaan zijn met slib en met zandbodems, maar ook uit het veldonderzoek, waaruit bleek dat wanneer er een dikke sliblaag aanwezig was er geen lage bicarbonaatconcentraties in het oppervlaktewater werden gemeten.

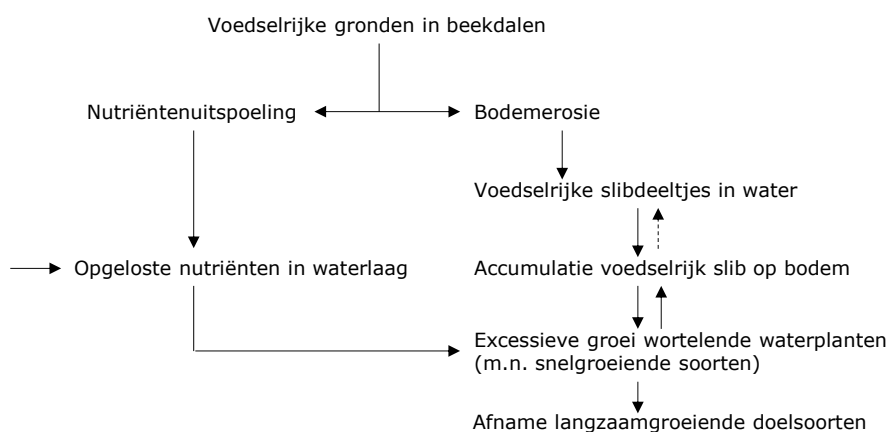
In het experiment waarin de effecten van sedimentafzetting zijn onderzocht, bleken zowel de onderzochte doel- als woekersoorten geen nadelige effecten te ondervinden van de slibafzettingen en deels ook juist beter te groeien. Wel werden effecten gevonden op de wortelbiomassa en/of op de geringere verhouding tussen de wortels en de bovengrondse scheuten van een deel van de experimenteel onderzochte plantensoorten. Een stimulerend effect op de groei van waterplanten werd ook gevonden in de twee experimenten waarin de groei op slib of op de oorspronkelijke beekbodem werd onderzocht. Dit effect werd duidelijk gezien in het experiment waarin aarvederkruid, teer vederkruid en smalle en brede waterpest op beekzand of op voedselrijk slib

groeiden. Het slib had een duidelijk effect op de groei van de vederkruiden, waarbij de groei van aarvederkruid met ongeveer een factor 6 toenam in aanwezigheid van slib, terwijl de groei van teer vederkruid niet toenam. Uit dit experiment bleek ook dat bij bicarbonaatgebruikende planten zowel nutriënten (in dit geval fosfor) als bicarbonaat de groei stimuleren, aangezien de groei nog verder toenam bij de combinatie van P rijk slib en bicarbonaatrijk water. Ook namen de planten op de sliblaag meer fosfor op, en de waterpestsoorten op de sliblaag ook meer stikstof.

Het grootste effect van slib op de waterplantengroei was dus een eutrofiëringseffect. Dit effect uit zich als een effect op de biomassaontwikkeling of lengte van de planten én op de soortensamenstelling van de vegetatie. Planten die profiteren van nutriëntenrijk slib zijn de snelle groeiers. Deze snelle groeiers staan in de praktijk ook wel bekend als woekersoorten. Niet alleen een snellere biomassagroei, maar ook een snellere lengtegroei door deze soorten kan ervoor zorgen dat er concurrentie om licht ontstaat tussen deze snelgroeiende soorten en langzaamgroeiende soorten met eenzelfde groeistrategie, waardoor langzaamgroeiende soorten worden verdrongen. Zogenaemde woekersoorten worden meestal niet gezien als doelsoorten. Slib bevordert de groei van snelgroeiende woekersoorten en dit betekent dus dat doelsoorten minder kans krijgen.

Een speciale categorie doelsoorten wordt gevormd door zachtwatersoorten van stromende wateren. Van deze groep is vastgesteld dat zij de afgelopen jaren sterk is afgenomen in beken in Nederland. Deze soorten kunnen slecht gebruik maken van bicarbonaat, maar kunnen juist goed omgaan met relatief lage CO₂-concentraties als koolstofbron. Bij waterverharding, waarbij ook in voormalige zachtwaterbeken de bicarbonaatconcentratie stijgt, kunnen sneller groeiende bicarbonaatgebruikers profiteren van de hogere koolstofbeschikbaarheid. Er zijn verschillende oorzaken van waterverharding, waarvan slibophoping er één kan zijn.

Naast de effecten van eutrofiëring door slib, kan slib de vegetatie ook beïnvloeden doordat planten in een dikke sliblaag een lagere wortelbiomassa vormen ten opzichte van de bovengrondse biomassa. Dit zou tot gevolg kunnen hebben dat planten gemakkelijker ontworteld raken. Dit zou op kunnen treden bij piekafvoeren op doorgaans luwe plekken waar zich slib ophoopt.



Schematische voorstelling van de effecten van slib in de beek.

Aanbevelingen voor het beleid en beheer

Slibophoping in een beek kan grote implicaties hebben voor het beheer van de watergang. Er zal bij een sterke slibophoping vaker gebaggerd moeten worden om aan de hydraulische randvoorwaarden voor waterafvoer te voldoen. Uit dit onderzoek blijkt daarnaast dat KRW- en Natura2000-doelen minder snel gehaald worden door slibophoping nu de oppervlaktewaterkwaliteit in veel beken verbeterd is. Door de hogere nutriëntenrijkdom van het slib gaan woekersoorten de vegetatie overheersen, waardoor doelsoorten minder kans krijgen. De hogere voedselrijkdom van het slib zorgt voor een hogere biomassa-productie, waardoor er ook vaker gemaaid moet worden om voldoende afvoercapaciteit te behouden. Laag maaien is daarnaast ook een maatregel die gebruikt wordt om de capaciteit van vegetatie om slib vast te houden te verminderen. Aangezien veel woekersoorten echter juist profiteren van maaien omdat ze uit fragmenten regenereren en doelsoorten juist gebaat zijn bij een extensief maaibeheer leidt dit tot een zichzelf versterkend effect. Ook baggeren heeft een grote impact op de vegetatie, die zich na het baggeren opnieuw moet vestigen. Het mechanisch verwijderen van slib is bovendien geen duurzame oplossing als oorzaak van de verslibbing niet wordt weggenomen.

Als er nadelige effecten van slibsedimentatie in een beektraject wordt verondersteld, is het aan te raden eerst te beginnen met het opstellen van een landschapsecologische systeemanalyse (LESA). Uit deze LESA moet volgen in hoeverre het beektraject afwijkt van de van nature te verwachten stroming, slibophoping, waterkwaliteit en te verwachten doelvegetaties. Als er geconcludeerd wordt dat de doelvegetatie ontbreekt door de ophoping van (nutriëntenrijk) slib, moet sedimentatie van slib worden voorkomen. Dit kan op twee manieren: 1.) niet laten ontstaan of 2.) niet laten sedimenteren. Aan de kant van de bron kan geprobeerd worden om te voorkomen dat slib ontstaat. Als er sprake is van directe input van sediment van aanliggende voedselrijke landbouwpercelen, kan de inrichting zo aangepast worden dat er minder sediment in de beek terecht komt. Een deel van de slibaanwas bestaat uit organisch materiaal dat in de beek zelf is gevormd. Dit betekent dat het verlagen van de trofiegraad van de beek helpt waardoor minder plantmateriaal wordt gevormd en daarmee minder organisch slib ophoopt. Ook hier kan het voorkomen van de inspoeling van voedselrijk bodemmateriaal uit omringde landbouwbodems helpen. Minder voedselrijk slib betekent ook minder biomassa-productie en dus ook minder extra aanwas van organisch slib dat in de beek zelf wordt gevormd.

Lokaal voorkómen van sedimentatie van het slib kan worden gestuurd via aanpassingen aan de hydrologie van de beek. Hiervoor is het van belang dat de beek jaarrond stroomt en het slib zo veel mogelijk naar benedenstrooms wordt afgevoerd. Dit betekent sturen op stroming. Door bovenstrooms meer water te laten infiltreren in natte periodes en langer vast te houden (sponswerking) en in droge perioden de hoeveelheid wateronttrekking terug te dringen kan de afvoer worden vergroot en gestabiliseerd worden en kunnen kunstwerken als stuwen worden verwijderd. Een ander probleem voor het verkrijgen van meer stroming is overdimensionering van de watergangen. Door de profielen te verkleinen wordt de stroming in de loop vergroot, eventueel in combinatie met een overstromingsvlakte voor situaties met een hoge afvoer. Tenslotte kan het aanbrengen van structuur in de watergang in de vorm van bijvoorbeeld hout, wortels en bochten zorgen voor meer stromingsvariatie, waardoor plekken met sneller stromend water ontstaan waar slib niet wordt afgezet. Als gestuurd wordt op het in suspensie houden en afvoeren van slib, moet echter wel in ogenschouw genomen worden hoeveel slib er in suspensie in het beekwater zit. Als dit veel is, verslechtert het lichtklimaat in de beek, wat eveneens een belemmering vormt voor het behalen van ecologische doelen. Ook dient voorkomen te worden dat inundaties met voedselrijk slib optreden op plekken met hoge natuurwaarden.

In de Kaderrichtlijn Water zijn nu alleen grenswaarden opgenomen voor P en N in het oppervlaktewater van beken. De meeste doelsoorten zijn in hun voorkomen beperkt tot nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater die in de klasse zeer goed vallen, met name de P-

concentratie. Ook woekering van bijvoorbeeld smalle waterpest wordt echter vaak aangetroffen bij lage concentraties van P in het oppervlaktewater. Echter, de poriewaterconcentratie in de onderwaterbodems waar de soort dominant is, is juist hoog. Ook dominantie van grof hoornblad wordt bij hoge concentraties in het poriewater van de onderwaterbodem gevonden. Niet alleen nutriënten in het oppervlaktewater zijn dus sturend zijn voor beekvegetaties, maar ook – of soms juist – beschikbare nutriënten in de onderwaterbodem. Dit vraagt om het opnemen van normen in de Kaderrichtlijn Water voor nutriënten in (het poriewater van) de onderwaterbodem.

Summary

Reason and aim of the study

The Water Framework Directive (WFD) and Natura 2000 (N2000) stipulate clear objectives for the presence of aquatic plants in streams. Many streams do not comply with the Good Ecological Status of the WFD and for most of the streams in N2000 areas for which habitat type H3260A has been included as an objective, an improvement in quality and an expansion of the habitat type are desirable. For these ecological aims the species composition of these plant communities is also very important. A great deal of importance is attached to *Ranunculus* species and *Potamogeton* species, amongst others. Plant communities with very common species such as *Elodea nutallii*, *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton pectinatus* and *Myriophyllum spicatum* are assessed as less valuable (Van der Molen et al. (ed.), 2018).

For stream sections that lie within Natura 2000 areas, the habitat type H3260A 'Water courses of plain to montane levels with the Ranunculion fluitantis and Callitriche-Batrachion vegetation' is often included as an objective. In both the Water Framework Directive and the assessment for N2000, this amounts to a valuation of characteristic species of moderately nutrient-rich and clear waters.

It is striking that the quality of surface water in streams has improved considerably in recent decades, but that this has not led to the achievement of the targets for stream communities. One of the important factors is probably the presence of nutrient-rich sludge in many streams. Whereas surface water quality has always received much attention, the role of the underwater soil (stream bottom) in streams has not received much attention for a long time, whereas most of the submerged aquatic plants take root in the underwater soil and could therefore be controlled by both the quality of the stream bottom and the quality of the surface water. There is also an exchange between substances in the stream bottom and the surface water, so the sludge in the stream can also influence the surface water quality. In addition, transport of sludge in the stream has an effect on the transparency and thus on the light climate on the underwater bottom. Sludge also forms the substrate for germination and rooting, whereby it can be assumed that in case of a very soft sludge layer, there is no suitable environment for the roots of aquatic plants and that in case of strong currents, as in the case of peak discharge, they will be uprooted and washed away more quickly.

The aim of the OBN research project 'Grip op Beekslib' is to find out to what extent sludge accumulation and the quality of the accumulated sludge form bottlenecks for the occurrence of target vegetations in streams. In the sister project 'Kenniss Impuls Grip op Beekslib', the origin of this sludge is determined and measures are formulated to prevent sludge accumulation in streams.

The underlying OBN study consists of three parts:

- 1) a literature study in which the most important bottlenecks of sludge accumulation in streams for the development of target vegetations and species are investigated by means of (scientific) international and Dutch literature, and the knowledge gaps are listed;
- 2) a field study, in which the knowledge gaps from the literature study are further investigated for the situation in Dutch streams, and hypotheses about mechanisms of action are formulated;
- 3) three experiments in which three main hypotheses from the field and literature research on the effects of sludge accumulation in streams on the growth of target and weedy species are investigated.

Literature survey

The literature study examines the types of stream systems and (submerged) plant communities that occur in these systems, and the policy objectives that have been formulated for streams on the basis of the WFD and Natura 2000. We also looked at nutrient uptake by aquatic plants and the effects that sludge accumulation has on plant communities, including potential toxic effects. In addition, the effects of sludge on the chemistry of the water bed and surface water are explained.

Except for the south of Limburg and some parts of Noord-Brabant, streams in the Netherlands have a low stream velocity. In the original morphological state, these streams have differences in flow velocity - especially between the inner and outer bend - which also results in differences in patterns of sludge deposition. As a result of canalisation and normalisation of streams and the use of streams to transport water, many of these characteristic features of streams have changed. Many streams have been heavily modified hydromorphologically and have in fact become ditches and canals in which the flow velocity has been greatly reduced, especially when there is little discharge in the summer half-year.

For plant communities in streams, flow velocity, trophic state and hardness of the water are important controlling factors, in addition to stream dimensions. Stream vegetations are under great pressure in Western Europe. Sludge deposition, nutrient load, decrease in water transparency and decrease in flow velocity seem to be the most limiting factors, which are also partly connected. Also soft water species seem to have strongly declined.

From a policy point of view, mesotrophic situations are the most highly valued in N2000 (habitat type H3260A). The Dutch elaboration of the Water Framework Directive distinguishes for different types of streams which species have a positive or negative score at which cover. Also with this scoring, species of mesotrophic waters are assessed as positive and more common species of (hyper)eutrophic waters, which are pretty common, as negative.

Submerged plants can take up nutrients (N, P) from both surface water and underwater sediment. Ammonium is easily absorbed by aquatic plants, nitrate is only absorbed if a species can reduce nitrate. Most species are able to do so, but a few, such as *Potamogeton alpinus*, are known to be barely able to do so. As long as the plants are completely under water, aquatic plants are also dependent on dissolved inorganic carbon in the surface water for their carbon supply. All species can use CO₂ for C-uptake; some can also use bicarbonate. Species which can only use CO₂ are characteristic of soft waters.

Sludge is the soft layer of sediment that can accumulate on a stream bed. In this English translation of the text we decided to use the word 'sludge' instead of the often used term 'silt' to be able to distinguish 'silt' as a soil texture from the deposited weak sediment, which consists of different kinds of minerals and organic matter. Sludge consists of a very fine sediment fraction that often contains a lot of organic material. Sludge is easily rootable, but it also washes away quickly and plants are more easily uprooted if they take root in sludge. Sludge deposition affects plant growth by reducing light penetration and changing the structure and composition, including nutrient availability, of the stream bed. Conversely, the capture of sludge particles is also promoted by aquatic plant growth.

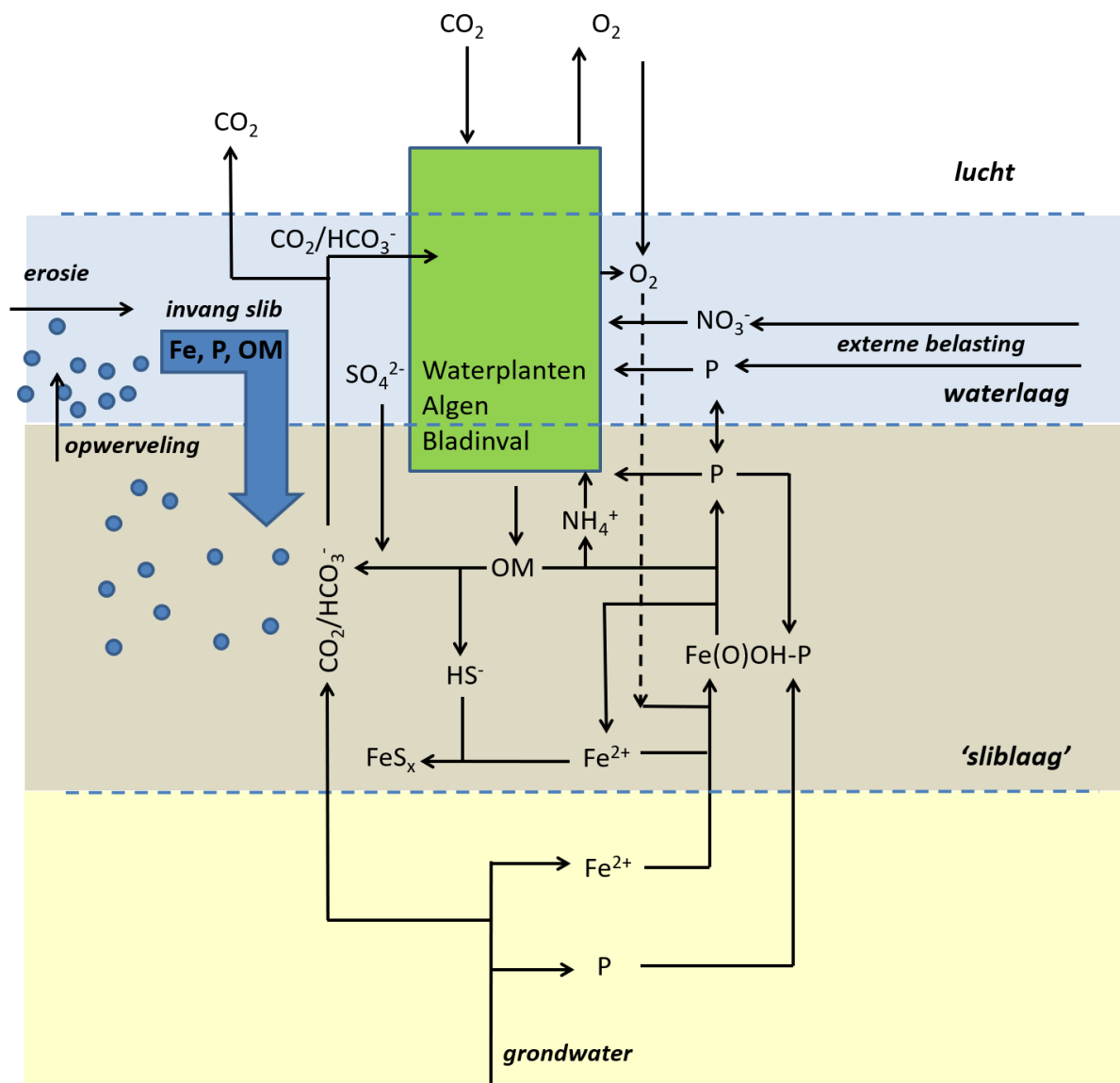


Conceptual model of factors influencing the biomass of aquatic plants streams in agricultural areas (from Mebane et al., 2014). This conceptual model identifies and quantifies the factors that influence the growth of aquatic plants in flowing waters as far as possible. These factors are: flow velocity; light; algae; inorganic carbon; temperature; nutrients; substrate. Flow velocity: optimum abundance of aquatic plants is achieved at a stable flow. At low flow velocities (up to 0.1 m/s), aquatic plant growth will be stimulated. With increasing flow velocity, aquatic plant growth will decrease and disappear at flow velocities greater than 1 m/s. Light is one of the limiting factors, in addition to dissolved inorganic carbon. Algae are always present on the leaves of aquatic plants, but their quantity determines the extent to which light, inorganic carbon and nutrients are limited for the aquatic plants. Temperature: a higher temperature will generally increase production, but temperature optima vary greatly between species. Nutrients: a generally accepted concept in flowing waters is that nutrients spiral downstream (as shown by the sinus in Figure 1.1): aquatic plants take up nutrients from the water and release them to the sediment and water, the nutrients are transported further downstream, etc. Nutrients in sediment: Iron and aluminium oxides reduce the availability of phosphate. The sediment is usually the primary source of phosphate. Substrate: Fine sediments can be rich in nutrients, but also in organic material, which can cause oxygen depletion in the substrate, resulting in shorter plant roots and water plants being washed away more quickly at high flow rates.

Plants can have adaptations to growing in anoxic sludge. An adaptation that has been found for Creeping Pondweed and Spined Pondweed is the development of shorter roots that allow for better oxygenation.

Sludge usually contains a lot of easily degradable organic material. Because little oxygen can get to it, the sludge layer quickly becomes anoxic and nitrate, iron or sulphate are reduced in the

decomposition of the organic material. Phosphate, bicarbonate and ammonium can be delivered to the surface water from the sludge layer.



Summary of the most important chemical processes in stream beds with sludge.

Heavy metals, sulphide, iron, ammonium and nitrite are substances in the sludge that could potentially be toxic. However, plants are much less sensitive to heavy metals and nitrite than fauna. Also, iron and ammonium are usually not present in such concentrations that toxicity can generally be expected. However, species sensitive to iron may not be able to grow on sludge layers. Free hydrogen sulphide is usually not formed, because there is usually a lot of iron available with which sulphide can precipitate.

From the literature survey it can be concluded that with sludge accumulation, a suitable environment is generally created for fast-growing, eutrophic and bicarbonate-using aquatic plants, which can cope well with possible toxicity from iron and ammonium, among others, and which can also quickly take up and use the available nutrients from the sludge layer for their growth. The accumulation of sludge and its effects on the occurrence and growth of aquatic plant species is not

an isolated variable, but is related to the significantly altered hydromorphological state of many streams. Flow velocity and the resulting variation in substrates, sheltered and fast running habitats, etc. are essential for the proper functioning of a stream and thus for good chemical and biological quality.

Field study

The field study answered the following research questions:

- what is the difference in quality between a stream bed with sludge and the underlying stream bed?
- what processes take place in the sludge that explain this quality?
- how does sludge accumulation affect the quality of the surface water?
- under which conditions do specific submerged target species and general proliferating species occur, especially in relation to phosphorus, nitrate and/or ammonium and carbon in the form of CO₂ or bicarbonate?
- (How) does sludge accumulation contribute to the development of overgrowth of general species and reduction of opportunities for target species?

In the field study, 65 stream sites were selected where the stream sediment and any sludge present were sampled. The vegetation, consisting partly of target species, partly of rampant plants and partly of combinations of these, was also recorded and sampled. Data from other studies, including the distribution study of 'Water Planten en Waterkwaliteit', were merged with this study to obtain a larger dataset.

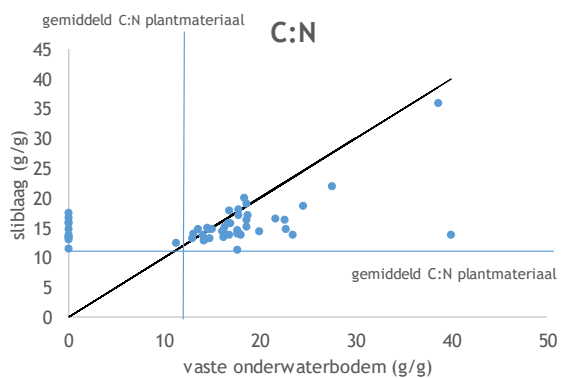
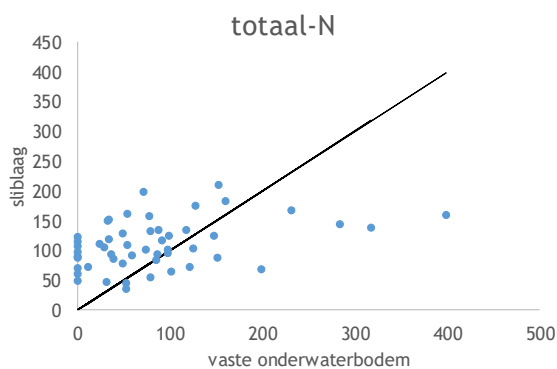
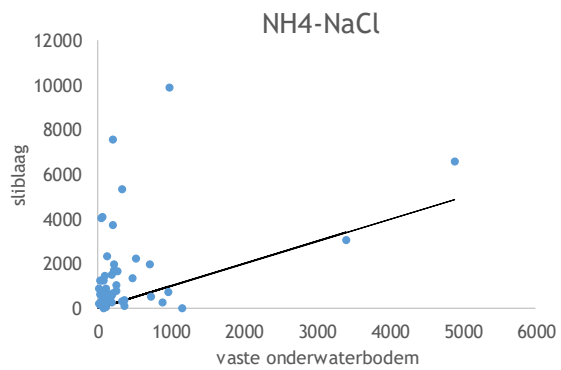
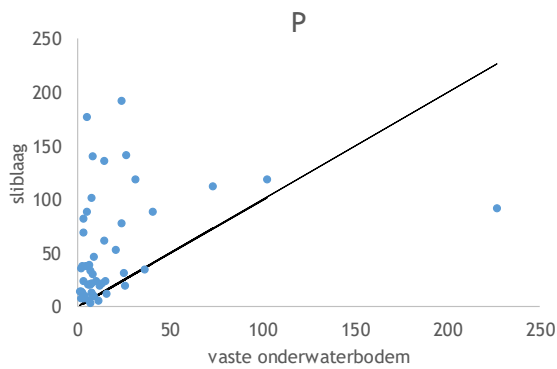
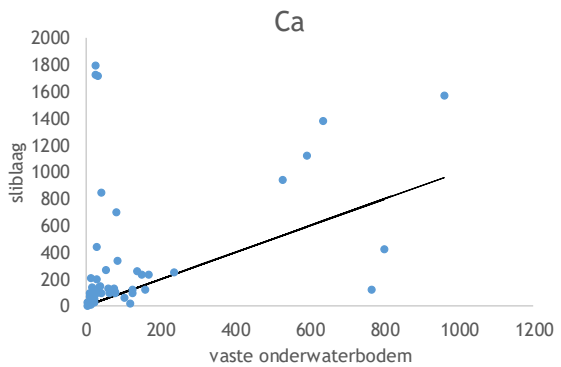
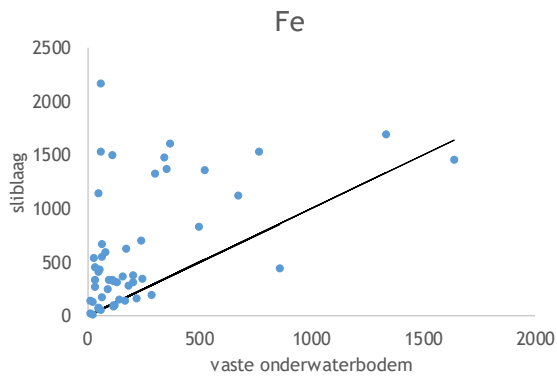
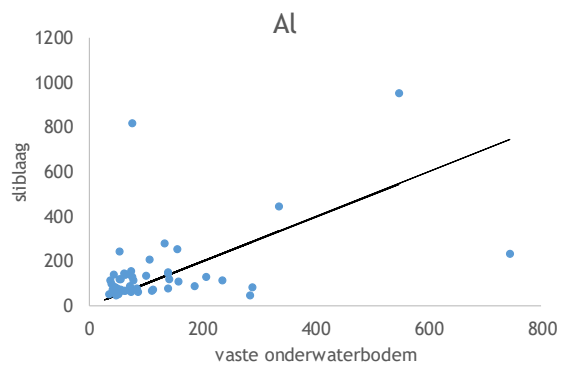
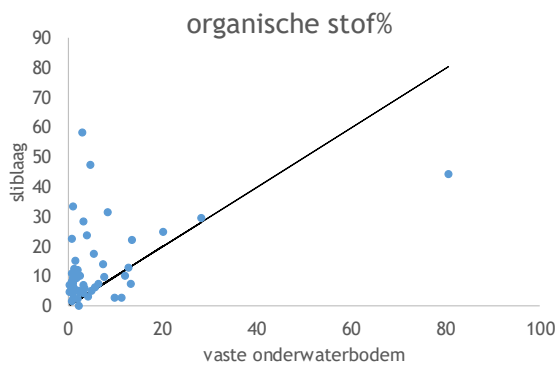


Location of the selected sites with the most important submerged species (scientific names in abbreviation). Sites with target species in dark green, sites with rampant species are coloured red and sites with both target species and high abundance of common species are coloured yellow.



Sampling of sludge and stream bottom sediment. Picture: Dick Belgers.

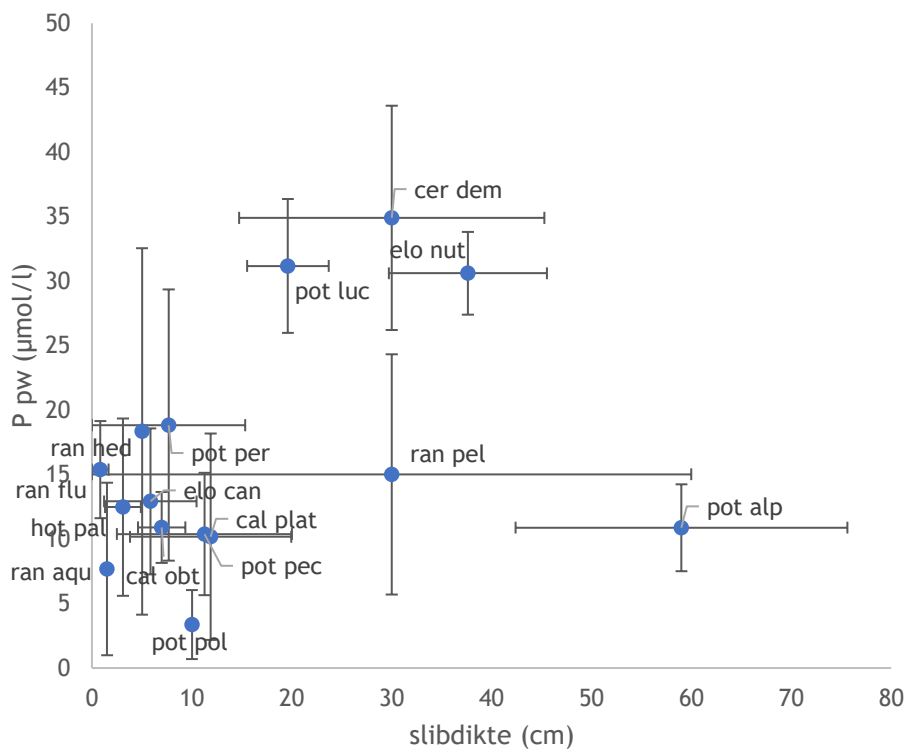
With the exception of a few locations, the sludge was much more organic in nature than the underlying water bed. Also in terms of silt content (fine, loamy particles, indicated by the concentration of aluminium) the sludge layers often differed from the underlying water bed. This could mean either a higher or a lower silt content. The iron concentration in the silt layer was often many times higher than in the underlying water bed. Because the sludge layer forms the interface between the anaerobic water bed and the oxygen-rich water layer, this is where the iron brought in via inflowing groundwater oxidises and is deposited. Calcium levels were also regularly higher. This can be explained by the deposition of calcium carbonate, which occurs when there is supersaturation of calcium and carbonate in the pore water due to high bicarbonate concentrations, associated with high decomposition of organic material. The sludge was much richer in phosphorus than the underlying sediment. 35% of the sampled sludge layers had a very high concentration of P above 50 mmol/kg dry matter. The sludge layer was also richer in nitrogen than the bedrock and had a lower C:N ratio. Thus the sludge layer had a C:N ratio closer to that measured in the living plant material and became lower as more organic matter was present. Also ammonium concentrations ($\text{NH}_4\text{-NaCl}$) were many times higher in the sludge layer than in the underlying solid water bed. These differences also had the effect that the pore water contained more P, NH_4^+ and inorganic carbon. These differences in P and NH_4 in the sediment and the pore water were also found when comparing sites with and without sludge within stream systems. The higher concentrations in the pore water, which can largely be explained by strong anaerobic decomposition of organic matter, could cause alkalinisation of the surface water and P release to the surface water.



Comparison of the stream bottom with the sludge layer with respect to organic matter content (mass %), total concentrations of aluminium, iron, calcium, phosphorus (mmol/kg dw), NaCl extractable NH_4 $\mu\text{mol/kg dw}$, total nitrogen (mmol/kg dw) and the C:N ratio (g/g) (values below detection limit the stream bottom are shown as 0). The black line represents the 1:1 line. From points falling above this line, the sludge layer has a higher concentration than the solid bottom.

The presence of sludge had a clear effect on the chances of encountering specific target species in the stream or of being affected by invasion of very general species. Many species were specifically found at sites with no or little sludge. This concerned both target species of nutrient- and carbon-poor environments, such as *Myriophyllum alterniflorum*, *Hottonia palustris* and *Potamogeton polygonifolius*, but also for species of more nutrient-rich conditions, such as *Callitriche platycarpa* and *C. obtusangula*, *Potamogeton lucens*, *Elodea canadensis*, *Ranunculus fluitans* and *Potamogeton perfoliatus*. On thick sludge layers, a dominance of *Elodea nutallii* or *Ceratophyllum demersum* was found in this study. The target species *Potamogeton alpinus* also grew on sludge, but this sludge had a specific composition: due to the seepage situation, this was a very iron-rich sludge with a relatively low availability of phosphorus in the pore water. Whether the accumulation of nutrient-rich sludge actually leads to the above-mentioned target species being outcompeted by overgrowing species such as *Elodea nutallii* and *Ceratophyllum demersum* could not be demonstrated in the field. With experiments, we have further investigated the effects of sludge on the growth and competitiveness of target and rampant species.

The Water Framework Directive includes limits for P and N concentrations in streams. P is considered to be the limiting factor, as it is assumed that P is limiting for growth (Van der Molen et al. (ed.), 2018). Indeed, most of the investigated target species were limited in their occurrence to nutrient concentrations in the class very good, especially for P concentrations. This applied, among others, to *Callitriche platycarpa* and *C. obtusangula*, *Luronium natans*, *Ranunculus aquatilis*, but also to invading *Elodea nutallii*. Species such as *Ceratophyllum demersum* and *Ranunculus fluitans* preferred higher nutrient concentrations in the surface water. *R. fluitans* occurred on average at the highest flow velocity, so the plants are less likely to suffer from reduced transparency due to algal growth. *Ceratophyllum demersum* was found in this study at the highest phosphorus concentrations in the surface water. Despite the fact that presence of *Elodea nutallii* is found at low concentrations of P in the surface water, the pore water concentration in the underwater sediments where the species is dominant was actually high; around 30 $\mu\text{mol/l}$ (900 $\mu\text{g/l}$). The dominance of *C. demersum* was also found in the pore water at this concentration - and higher. It is remarkable that *Potamogeton lucens* also occurs at high phosphorus concentrations in the pore water, whereas this species prefers no or a thin sludge layer. The results indicate that not only phosphate concentrations in the surface water, but also in the stream sediment can be a determining factor for the occurrence of species.



Average thickness of the sludge layer and P in the pore water for different submerged species. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations per species on the x-axis and on the y-axis is shown in brackets. cal obt = *Callitriche obtusifolia* (13,23), cal plat = *Callitriche platycarpa* (4,9), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (3,5), elo can = *Elodea canadensis* (3,8), elo nut = *Elodea nutallii* (12,25), hot pal = *Hottonia palustris* (5,6), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1,1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (5,10), pot luc = *Potamogeton lucens* (5,8), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (2,6), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (3,4), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (1,6), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (1,2), ran flu = *Ranunculus fluitans* (15,14), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (1,5), ran pel = *Ranunculus peltatus* (2,4).

The above-ground biomass of the vegetation showed no clear correlation with sludge thickness or phosphorus concentration in the pore water, in contrast to previous research on streams in the Achterhoek region, where the cover of submerged plants was related to the phosphorus concentration in the pore water (Smolders et al., 2017). However, productivity cannot be directly linked to aboveground biomass because many of the sites are mowed up to 5 times a year. Nevertheless, low aboveground biomasses (< 100-150 g dw/m²) only occurred at low P concentrations in the pore water (P < 15 µmol/l (460 µg/l)).

Also in carbon supply there was a clear difference between species. Based on the CO₂ and bicarbonate concentrations in the surface water, it was clear that a large part of the species that can only use CO₂ occurred at low bicarbonate concentrations (<1500 µmol/l). Only *Hottonia palustris* occurred at high bicarbonate concentrations. The field survey showed that at locations where a sludge layer was found, the water was rich in bicarbonate. The presence of a lot of sludge in a stream could have a share in the increase of the bicarbonate concentration in the stream, because inorganic carbon can be transported from the sludge to the water layer. This will be especially true for streams that naturally carry soft water because they are fed by bicarbonate-poor water, such as streams on poor sandy soils. This may well explain the decline in softwater species such as *Myriophyllum alterniflorum* and *Luronium natans* in streams, but possibly also in more common species such as common water anemone. This was therefore tested in an experiment in which carbon availability was varied.

In general, it can be concluded that accumulation of sludge in streams leads to more nutrient-rich conditions in the root environment (more phosphate, ammonium and inorganic carbon), which promotes proliferation of common species such as *Ceratophyllum demersum* and *Elodea nutallii*. The promotion of these species by nutrient-rich sludge conditions is also observed when the water layer is low in nutrients. Interaction can take place between the quality of the sludge and the quality of the surface water: nutrients (C, N, P) can be released from the sludge into the surface water and the concentration of nitrate and sulphate in the surface water has an effect on the processes taking place in the sludge. However, the presence of a sludge layer and the higher availability of nutrients in the sludge layer in itself provide a competitive advantage for the general species mentioned here. The influence of the sludge on the proliferation of general species is thus a clear factor. Target species have less chance of survival; for one part of the species because they have their optimum in a more nutrient-poor environment and are therefore more likely to be outcompeted, and for another part of the species because, although they can be found at more nutrient-rich locations, they prefer a more sandy, harder and aerobic substrate in which to take root and do not tolerate the deposition of sludge on their leaves. There is also an interaction between flow and sludge accumulation: at higher flow velocity, less sludge can be deposited and the substrate remains more (coarse) sandy: it is only in sheltered places that sludge is deposited at higher flow velocities. The effect of sludge deposition - in combination with flow - has also been tested in an experiment with deposition of nutrient-rich and nutrient-poor sludge.

Experiments

Sludge and nutrient availability

One of the main questions in this study is how sludge accumulation affects the distribution of target and proliferating species. Since sludge affects nutrient availability in soils, a change in the competitive position between species is a possibility. In this experiment we investigated the effects of sludge on two pairs of uniformly growing target and invasive species: *E. canadensis* and *Elodea nutallii*, and *Callitriche platycarpa* and *C. obtusangula*. In doing so, we wanted to test the following hypotheses:

- at low P-concentrations in surface waters, the presence of a sludge layer has a great influence on the P-uptake of plants;
- nutrient-rich sludge promotes the growth of more common, eutrophic species more than that of target species.



Experimental containers with *Elodea* species

Both *E. canadensis* and *E. nutallii* took up more P and N on the sludge bottom than on the sand bottom. This is a clear effect of nutrient uptake from the sludge, as the surface water was poor in nutrients. This confirms once more that *E. canadensis* and *E. nutallii*, both species that do not have very strong roots, can nevertheless take up nutrients from the sediment with their roots. Uptake of nutrients from the sediment could be an important nutrition strategy for *E. canadensis*, as the species produces considerably more root biomass in the somewhat P-poor sand than in the sludge, where P is more available. In addition to P, more N was taken up from the sludge bottom, although the sand also contained a lot of inorganic nitrogen in the pore water at the start of the experiment. The high nutrient uptake can be described as 'luxury consumption', but it is also a form of plasticity of the plants that allows them to grow even when P availability decreases. This can be a strategy for both fast growers, who use the absorbed phosphorus quickly, and for slower growers who take it up for long-term growth.

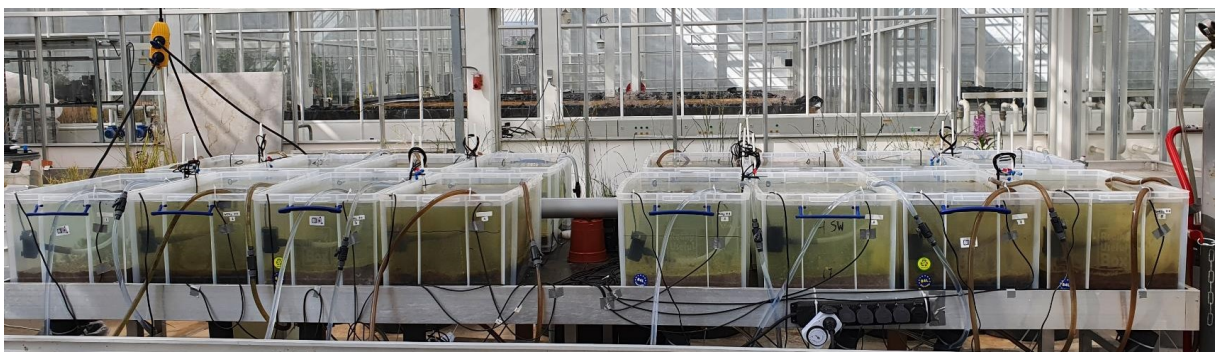
As in the other two experiments described below, this experiment showed that there was no negative effect of siltation on growth: neither *E. canadensis* nor *E. nutallii* -growing together in containers in the experiment- performed worse in the sludge treatment. A possible acute toxic effect can therefore not explain the less frequent occurrence of target species on nutrient rich sludge. A difference in competitiveness between target and weedy species is therefore more likely.

E. nutallii seemed to grow faster on the sludge sediment than on the sand and therefore to have a competitive advantage over broad water weed, but because there was only a trend and not a significant difference, no firm conclusions can be drawn from this. The fact that there was 'luxury consumption' of nutrients could also mean that there was another factor in the experiment that was more limiting in growth than P or N. Because *E. nutallii* is a better competitor in nutrient rich surface water than *E. canadensis* (Barrat-Segretain et al, 2004) and this and earlier experiments (Eugelink, 1998) show that narrow waterweed also takes up nutrients well from sludge, whereby the growth rate of *E. nutallii* in general is also higher than that of *E. canadensis* (Eugelink, 1998), it is, however, plausible that there is actually a benefit for narrow waterweed from a nutrient rich sludge layer.

Sludge and carbon availability

In this experiment the following hypotheses were tested:

- an increased concentration of bicarbonate combined with a common CO₂ concentration in surface waters causes a stronger increase in growth rate of bicarbonate-using species compared to obligate CO₂ users;
- sludge causes this change in growth rates; this can be due to both increased bicarbonate availability and increased nutrient availability;
- The abiotic site conditions on sludge (reduced environment; higher concentrations of e.g. iron, high concentrations of P and N) form no problem for obligate CO₂-using species.



Experimental set-up in the greenhouse.

In this experiment two very different stream sediments were used: very phosphate-poor sand from the Heelsumse Beek and very phosphate-rich sludge from the Eefse Beek. These differences in nutrient richness were also translated into lower and higher concentrations in the pore water of the respective sediments and into concentrations in the artificial stream water, in which the phosphate could end up due to release from the sediment. On the poor sands of the Heelsumse beek, the plants had a very low P concentration and therefore a very high N:P ratio in the tissue. This indicates that growth in the experiment was strongly constrained by phosphorus. An effect of administering a high concentration of bicarbonate on the growth of the bicarbonate-consuming *Myriophyllum spicatum* was not found on the sandy soil, because the plants on the sand were severely lacking in P and therefore unable to grow faster.

Sludge caused the release of much inorganic carbon in the form of bicarbonate to the surface water. There was also a higher concentration of P in the pore water and its subsequent transfer to the artificial stream water. The higher availability of nutrients (P, C and/or N) resulted in a stronger growth of *Myriophyllum* species on the sludge layer. When a higher concentration of bicarbonate was administered, the growth of *M. spicatum* increased even more, indicating that the stronger growth of *M. spicatum* is not only explained by the availability of nutrients in the sludge, but that there is also an interaction with bicarbonate from the surface water. This higher bicarbonate concentration in the stream water may also be due to sludge deposited locally or upstream. The higher C:N ratio in *M. spicatum* in the treatments with the high bicarbonate concentration suggest that *M. spicatum* is actually taking advantage of a higher carbon availability due to the bicarbonate administration.

M. alterniflorum did not achieve a higher biomass on the sludge layer despite the higher phosphate availability. This may be because the species is a slow-growing species. There are no indications that anaerobic conditions and reduced ions such as iron, ammonium or sulphide, or a low redox potential, affected the growth of tar sagebrush.

Both species invested relatively more in root growth on the sandy sediment than on the sludge sediment. This could be a strategy to take-up more nutrients from the sandy sediment. However, it may also be that the roots developed less on sludge so that they could be better supplied with oxygen. A consequence of the lower ratio of shoot to root on a sludge sediment could be that plants might be uprooted more easily at higher flow velocity or a sudden peak discharge.

On the sandy soil the growth rates of *M. spicatum* and *M. alterniflorum* were close to each other, but on the sludge layer, *M. spicatum* grew considerably faster than *M. alterniflorum*. Therefore, in sludge-rich streams, *M. spicatum* probably has a competitive advantage when competing for light with *M. alterniflorum*. This makes *M. spicatum* an example of fast-growing species that can outcompete slow-growing species when sludge accumulates in streams.

Effects of sediment deposition on the growth of *Callitriche* and *Elodea*

In this experiment, it was determined whether sludge deposition on the stream bed affects the growth of aquatic plants, in order to assess whether this may have caused the decline of target species and the increase in eutrophic species in recent decades. An experiment with sedimentation treatments was carried out in stream channels. Two sub-questions were formulated:

- What effect does sedimentation of different sediment types (sand, nutrient-poor and nutrient-rich sludge) have on the growth of aquatic plants in streams?
- Does the effect of sedimentation differ between species that have declined over the past decades (target species) and species that are currently abundant in streams (invaders)?



Artificial stream channels with plants in September 2020, approximately two weeks before harvesting.

The study experimentally investigated the effect of sediment deposition in stream channels on the stream bottom on the growth of the species pairs of *C. obtusangula* and *C. platycarpa* and of *E. nutallii* and *E. canadensis*. In both cases the former species increased in Dutch streams, while the latter species declined. In the field research, there seemed to be a relation between the occurrence of these species, the thickness of the sludge layer and the P-concentration in the pore water (chapter 3). However, the experiment showed that the deposition of a 3 cm thick layer of sediment (sand, P-poor sludge or P-rich sludge) on a 2 cm layer of sand did not restrict the development of the four species studied. There was a tendency for all four aquatic plants to develop a greater biomass with both sand and sludge sedimentation. Also, no structural differences were found between rich and poor sludge. It is not clear whether the modest positive effect of sedimentation found for all species is representative of the situation in the field or is due to limitations in the experimental design.

Significant growth was observed more often for *C. platycarpa* compared to *C. obtusangula*, which might be related to the performance of the plants in shallow water; possibly *C. platycarpa* has an advantage over *C. obtusangula* because the former can continue to grow even after drying up while the latter does not (Pot 2003). The water column filling growth form of *Elodea* is probably much less constrained by small dimensions and therefore may have faced fewer limitations due to the experimental setting. An alternative explanation for the difference in growth could also be phenological in nature.

The results show that the investigated plant species were not hindered by the sedimentation of a layer of 3 centimetres of (nutrient-rich) sludge. This means that the sludge does not seem to have had any toxic effect.

Summary and conclusions

In streams, erosion and sedimentation are natural processes that are related to discharge and flow velocity and the availability of sediment. Erosion of banks and of the stream bed takes place in the fast flowing parts, such as outer bends, whereas sedimentation takes place in the parts with less flow. Not only sand, but also sludge may sediment in areas with little or no flow. Furthermore, sludge may partly be generated autogenously, in particular when an excess of nutrients is present and high production takes place in the watercourse, or when dissolved iron particles from groundwater seepage occur. Faster-flowing streams, stream sections with a more natural drainage regime and streams with a more natural morphology of both the stream and stream valley have less sludge accumulation.

In this study, the composition of stream sludge was studied in a large number of places in the Netherlands and compared with that of the underlying stream bed. It turned out that the sludge layer consisted for a larger part of organic matter than the underlying stream bed. The sludge usually contained higher concentrations of iron, phosphorus, nitrogen and calcium and sometimes also more silt particles (aluminium). The higher concentration of nitrogen was related to the higher concentration of organic matter and was therefore probably largely organic nitrogen; the higher concentration of phosphorus was not related to the organic matter content but to iron. This indicates that this mainly concerns inorganic phosphate, which adsorbs well to iron oxides and silt particles. In addition, the concentrations of phosphorus, ammonium and bicarbonate were much higher in the pore water of the sludge than in the underlying stream bed. This can be explained by the high anaerobic decomposition rate of the organic material in the often iron-rich sludge. Nutrients are released in the process. Because of the reducing conditions, ammonium is oxidised further into nitrate, and phosphate binds less strongly to iron.

Not only the root environment is influenced by the sedimentation of sludge; the sludge layer can also increase the availability of phosphate and bicarbonate in the surface water. This was shown in the experiments done with sludge and with sandy sediments, but also in the field research, which showed that when a thick layer of sludge was present, no low bicarbonate concentrations were measured in the surface water.

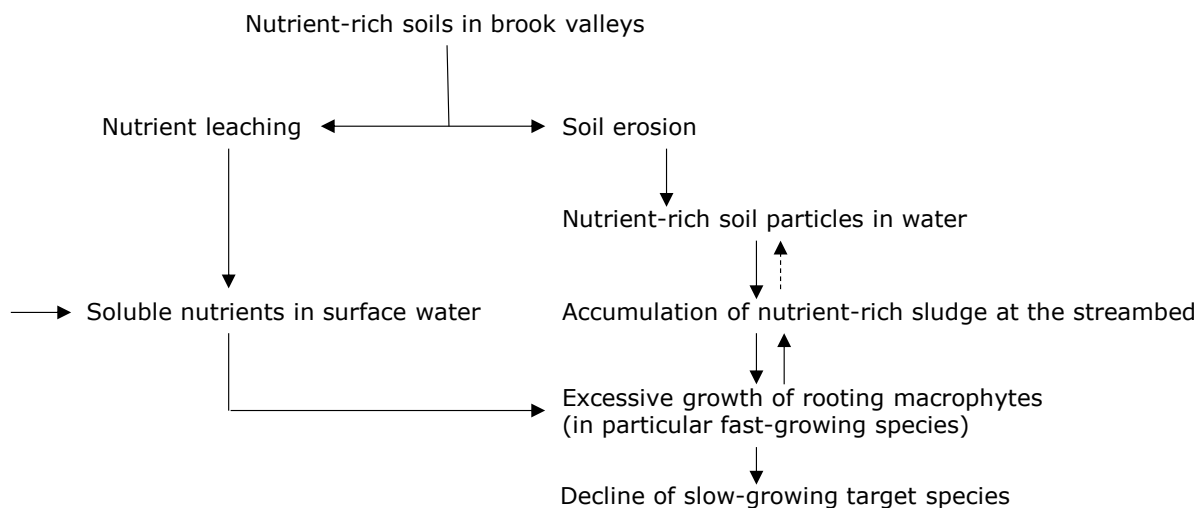
In the experiment in which the effects of sediment deposition were investigated, it appeared that both the target and weed species studied were not adversely affected by the sediment deposition and, in some cases, actually grew better. However, effects were found on the root biomass and/or on the lower ratio of roots to above-ground shoots of some of the plant species studied experimentally. A stimulating effect on aquatic plant growth was also found in the two experiments investigating growth on sludge or on the original stream bed. This effect was clearly seen in the experiments in which *Myriophyllum spicatum*, *M. alterniflorum* and *Elodea nuttallii* and *E. canadensis* grew on stream sand and/or on nutrient-rich sludge. The sludge had a clear effect on the growth of the *Myriophyllum* species, with *M. spicatum* growth increasing by about a factor of 6 in the presence of sludge, while *M. alterniflorum* growth did not increase. This experiment also showed that for bicarbonate-using plants, both nutrients (in this case phosphorus) and bicarbonate stimulate growth, as growth increased even more when P-rich sludge and bicarbonate-rich water were combined. The plants on the sludge layer also absorbed more phosphorus, and the *Elodea* species on the silt layer also absorbed more nitrogen.

Thus, the main effect of sludge on aquatic plant growth was a eutrophication effect. This effect manifests itself as an effect on the biomass development or length of the plants and on the species composition of the vegetation. Plants that benefit from nutrient rich sludge are the fast growers. In practice, these fast growers are also known as rampant species. Not only faster biomass growth, but also faster length growth by these species can cause competition for light between slow-

growing and fast-growing species with the same growth strategy, causing slow-growing species to be displaced by the fast-growing species. These so-called rampant species are usually not considered target species. Therefore, growth of fast-growing rampant species means that target species have fewer opportunities.

A special category of target species is formed by soft water species of running waters. This group has been found to have strongly declined in streams in the Netherlands in recent years. These species hardly use bicarbonate, but can cope well with relatively low CO₂ concentrations as a carbon source. Alkalinisation, which also increases bicarbonate concentrations in former softwater streams, may benefit faster-growing bicarbonate users. There are several causes of alkalinisation, of which sludge accumulation can be one.

In addition to the effects of eutrophication by sludge, there could also be an effect of the lower root biomass relative to the above-ground biomass of plants on a thick sludge layer. This could result in plants being uprooted more easily. This could occur at peak discharges in generally sheltered areas where sludge accumulates.



Schematic representation of the effects of sludge in a stream.

Recommendations for policy and management

Sludge accumulation in a stream can have major implications for the management of the watercourse. If there is a heavy build-up of sludge, dredging will have to be carried out more frequently in order to meet the hydraulic preconditions for water discharge. From this study can be concluded that WFD and Natura 2000 objectives are less likely to be met by sludge accumulation now that surface water quality has improved in many streams. The higher nutrient richness of the sludge results in a higher biomass production, which means that more frequent mowing is needed to maintain sufficient discharge. Mowing is also a measure used to reduce the capacity of the vegetation to retain sludge. As many rampant species benefit from mowing because they regenerate from fragments, and target species benefit from extensive mowing, the effect is self-reinforcing. Dredging also has a major impact on the vegetation, which has to re-establish after dredging. The mechanical removal of sludge, however, is not a sustainable solution if the cause of the siltation is not removed.

If adverse effects of sludge sedimentation are suspected in a stream, it is advisable to first draw up a landscape ecological system analysis (LESA). This LESA should indicate to what extent the stream section deviates from the naturally expected flow velocity, silt accumulation, water quality and expected target vegetation. If it is concluded that the target vegetation is lacking due to the accumulation of (nutrient rich) silt, sedimentation of sludge must be prevented. This can be done in two ways: 1.) do not allow sludge to develop; or 2. do not allow to sediment. At the source side, one can try to prevent the generation of sludge. If there is direct input of sediment from adjacent nutrient-rich agricultural plots, the design can be adjusted in a way that less sediment enters the stream. Part of the sludge layer build-up consists of organic material that has formed in the stream itself. This means that lowering the trophic level of the stream helps so that less plant material is formed and thus less organic sludge accumulates. Here, too, preventing the leaching of nutrient-rich soil material from surrounding agricultural soils can help. Less nutrient-rich sludge also results in less biomass production and therefore less additional organic sludge that is formed in the stream itself.

Local prevention of sludge sedimentation can be steered by adjusting the hydrology of the stream. For this it is important that there is a year round current and that the sludge is drained downstream as much as possible. This means steering for current. By infiltrating more water upstream in wet periods and retaining it longer (sponge effect) and by reducing the amount of water abstraction in dry periods, the discharge can be increased and stabilised, and engineering structures such as weirs can be removed. Another problem for obtaining a higher current is overdimensioning the watercourses. By reducing the profiles, the flow in the course can be increased, possibly in combination with a flood plain for situations with high discharge. Finally, adding structure to the watercourse in the form of, for example, wood, roots and bends can provide more flow variation, creating spots with faster flowing water where sludge is not deposited. However, if the aim is to keep the sludge in suspension and to flush it, one must consider how much sludge is in suspension in the surface water. If there is a lot of sludge, the light climate in the stream deteriorates, which also impedes the achievement of ecological objectives. Inundations with nutrient-rich sludge in areas of high ecological value must also be prevented.

The Water Framework Directive now only includes standards for P and N in the surface water of streams. Most of the target species are restricted in their occurrence to low to moderate nutrient concentrations -especially the P concentration- in the surface water. However, ramping of, for example, *Elodea nutallii* is also often found at low concentrations of P in the surface water. However, the pore water concentration in the underwater soils where this species is dominant, is actually high. Also dominance of *Ceratophyllum demersum* is found at high concentrations of phosphorus in the pore water of the stream sediment. So, not only nutrients in the surface water are controlling stream plant communities, but also - or sometimes especially - available nutrients in the stream sediment. This calls for the introduction of standards for nutrients in the underwater soil and its pore water into the Water Framework Directive.

Dankwoord

Dit onderzoek is gefinancierd door BIJ12 en STOWA, met financiële bijdragen van Waterschappen Rijn en IJssel, Drents Overijsselse Delta, Aa en Maas, De Dommel, Hunze en Aa's en Vechtstromen. Wij danken de begeleidingscommissie bestaand uit Rients Hofstra (Prolander), Rikje van de Weerd (Rechobot), John Lenssen (Waterschap Rijn en IJssel), Bastiaan Zuidam (Waterschap Rijn en IJssel), Carlo Rutjes (Waterschap Aa en Maas), Bart Brugmans (Aa en Maas), Joost Rinks (Waterschap Aa en Maas), Arjen Verhoeff (Waterschap Drents Overijsselse Delta), Petra Schep (Waterschap Drents Overijsselse Delta), Iris van der Laan (Waterschap de Dommel), Ineke Barten (Waterschap de Dommel), Peter Paul Schollema (Waterschap Hunze en Aa's), Gertie Schmidt (Waterschap Vechtstromen), Peter van Beers (Waterschap Vallei en Veluwe), Bert Knol (Waterschap Vechtstromen), Rikje van der Weert (Rechobot), Bas van der Wal (STOWA), Wim Wiersinga (VBNE) en Rob Ruitenbergh (STOWA), en het Deskundigenteam Beekdalen voor hun begeleiding. We danken daarnaast Natuurmonumenten, Waterschap Rijn en IJssel en Waterschap De Dommel voor het verzamelen van sediment en/of plantmateriaal op hun terrein. Daarnaast danken we het onderzoeksteam van de Kennisimpuls Grip op Beekslib (Ellis Penning, Gerlinde Roskam en Luuk van Gerven) en Gerben van Geest en Jan Roelofs (verspreidingsonderzoek Waterplanten en Waterkwaliteit) voor de plezierige samenwerking.

1. Inleiding

Deze rapportage vormt de eindrapportage van het OBN-onderzoek 'Grip op Beekslib'. In beken liggen vanuit de Kaderrichtlijn Water (KRW) en Natura-2000 (N2000) duidelijke doelstellingen voor de aanwezigheid van waterplanten. Voor de Kaderrichtlijn Water zou voor de beektypen R4, R5 en R6 (langzaam stromende bovenloop, langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand en langzaam stromend riviertje op klei/zand) in een optimale ecologische toestand (ZGET) 30% van het begroeibaar areaal bedekt moeten zijn met submerse (ondergedoken) waterplanten. Voor een goede ecologische toestand ligt dit tussen 20-45%. Ook de soortensamenstelling is voor de KRW erg belangrijk. Er wordt een groot belang toegekend aan onder andere waterranonkels en Fonteinkruiden. Begroeiingen met zeer algemene soorten zoals Smalle waterpest, Grof hoornblad, Schedefonteinkruid en aarvederkruid worden als veel slechter beoordeeld (Van der Molen et al. (red.), 2018).

Voor beektrajecten die binnen Natura2000-gebieden liggen, is vaak het habitatype H3260A Beken en rivieren met waterplanten (waterranonkels) als doelstelling opgenomen. In zowel de Kaderrichtlijn Water als in de beoordeling voor N2000 komt dit neer op een waardering van kenmerkende soorten van matig voedselrijk en helder water. Veel beektrajecten voldoen niet aan de Goede Ecologische Toestand van de KRW en voor de meeste beektrajecten in N2000-gebieden waarvoor H3260A als doelstelling is opgenomen, is een kwaliteitsverbetering en uitbreiding van het habitatype gewenst. Opvallend is dat er de afgelopen decennia een sterke kwaliteitsverbetering van het oppervlaktewater in beken is gerealiseerd. In 70% van de Nederlandse wateren is de concentratie P-totaal (sterk) afgenomen sinds 1990, en in ongeveer 80% van de wateren is de concentratie totaal-N gedaald. Ongeveer de helft van de beken voldoet nu aan de norm voor P-totaal in het oppervlaktewater en ongeveer 35% aan de norm voor N-totaal (Van Duijnhoven et al., 2015). Hierbij wordt in de KRW de P-concentratie als sturend beschouwd voor de ontwikkeling (Van der Molen et al. (red.), 2018), omdat dit element sturend is voor algenbloei en daarmee ook voor lichtinval in de beek. De kwaliteitsverbetering in het oppervlaktewater heeft er echter niet toe geleid dat de doelen met betrekking tot beekgemeenschappen zijn behaald. Een van de belangrijke factoren hierin is waarschijnlijk de aanwezigheid van voedselrijk slib in veel beken. Waar er altijd al veel aandacht was voor de kwaliteit van het oppervlaktewater, ontbrak deze aandacht lange tijd voor de rol van de onderwaterbodem in beken, terwijl de meeste ondergedoken waterplanten in de onderwaterbodem wortelen en dus zowel gestuurd worden door de kwaliteit van de onderwaterbodem als de kwaliteit van het oppervlaktewater. Er vindt ook uitwisseling plaats tussen stoffen in de onderwaterbodem en het oppervlaktewater; het slib in de beek kan dus zelf ook invloed hebben op de oppervlaktewaterkwaliteit. Daarnaast heeft transport van slib in de beek een effect op het doorzicht en daarmee op het lichtklimaat op de onderwaterbodem. Ook vormt slib het substraat voor kieming en worteling, waarbij aangenomen kan worden dat er in geval van een erg weke sliblaag geen geschikt milieu aanwezig is voor de wortels van waterplanten en dat ze bij sterke stroming, zoals in geval van een piekafvoer, sneller ontworteld raken en wegspoelen.

Doel van het OBN-onderzoek 'Grip op Beekslib' is om te achterhalen in hoeverre slibophoping en de kwaliteit van het opgehoopte slib knelpunten vormen voor het voorkomen van doelvegetaties in beken. In het zusterproject Kennisimpuls 'Grip op Beekslib' wordt de herkomst van dit slib achterhaald en worden maatregelen geformuleerd om slibophoping in beken tegen te gaan.

Het onderliggende OBN-onderzoek bestaat uit drie onderdelen:

1) een literatuuronderzoek waarin de belangrijkste knelpunten van slibophoping in beken voor de ontwikkeling van doelvegetaties- en doelsoorten worden onderzocht aan de hand van (wetenschappelijke) internationale en Nederlandse literatuur, en de kennisleemtes op een rijtje worden gezet;

- 2) een veldonderzoek, waarin de kennisleemtes uit het literatuuronderzoek verder worden onderzocht voor de situatie in Nederlandse beken, en hypothesen over werkingsmechanismen worden geformuleerd;
- 3) drie experimenten waarin drie belangrijke hypothesen uit het veld- en literatuuronderzoek over de effecten van slibophoping in beken op de groei van doel- en woekersoorten zijn onderzocht.

2. Literatuuronderzoek

2.1 Inleiding beeksystemen

Beekdalen zijn een karakteristiek element van de Pleistocene zandgronden in Nederland (Westhoff et al., 1973). Deze zijn vooral gelegen in het oosten en zuiden van ons land. Omdat het hier veelal gaat over een grote afstand en een gering hoogteverschil tussen oorsprong en monding, hebben de meeste beeksystemen een zwak verval en als gevolg daarvan een geringe stroomsnelheid (Westhoff et al. 1973). Over het algemeen zijn deze systemen dus langzaam stromend en hebben een bochtig verloop en vallen onder het type langzaam stromende laaglandbeken. Snelstromende beken kennen we in Nederland vooral van Zuid-Limburg, waar het hoogteverschil groter is en daarmee ook de stroomsnelheid.

Langzaam stromend of snelstromend, een beek wordt van nature gekenmerkt door ruimtelijke variatie binnen de beek. Deze omvat steile en diepe buitenbochten waar erosie plaatsvindt en ondiepe binnenbochten met een flauwere helling waar depositie plaats vindt (Jones et al., 2012). De van buitenbocht naar buitenbocht lopende stroomdraad wordt gekenmerkt door – relatief gezien – de grootste snelheid in een beek. Dwars op deze stroomdraad is de stroomsnelheid geringer en kan door de beek meegevoerd materiaal sedimenteren. Het water voert materiaal van verschillende korrelgrootte mee dat bij lagere stroomsnelheden kan worden afgezet. Dit kan variëren van grof grind tot zeer fijn organisch slib. Als gevolg van verschillen in stroming en sediment, zijn er verschillende habitats met verschillende substraten/sedimenten in beken te onderscheiden, zowel over de dwarsdoorsnede van de beek (van buiten- naar binnenbocht) als wel in de lengterichting van de beek (van boven- via midden- naar benedenloop). De natuurlijke vegetaties van beken reageren hierop en geven daardoor vaak een grofkorrelig patroon te zien van weinig, maar wel soms in forse hoeveelheden voorkomende waterplanten. Naast stroming en sediment / substraat, is ook stabiliteit van deze stroming een belangrijke factor. Waterplanten hebben zich aangepast aan de stroming in beken en ontwikkelen drijvende en ondergedoken, lintvormige en elodeide groeivormen die met de stroom meeuiven en niet altijd tot bloei komen of zaad vormen (Boedeltje et al., 2008; Butcher, 1933; Wiegleb, 1984). Er zijn echter maar weinig waterplanten in Nederland met een exclusieve verspreiding in stromende wateren.

Als gevolg van kanalisatie en normalisatie van beken en het gebruik van beken voor de af- en aanvoer van water, zijn veel van deze karakteristieke kenmerken van beken veranderd. Veel beken zijn hydromorfologisch sterk gemodificeerd en zijn eigenlijk geworden tot sloten en kanalen waarin de stroomsnelheid sterk is gereduceerd, zeker wanneer er in het zomerhalfjaar weinig afvoer is. In deze literatuurstudie wordt ingegaan op de factoren die van invloed zijn op de vegetatie van beken. Stroming is de dominante factor waarbinnen chemische factoren (macro-ionen, nutriënten, toxische stoffen), licht en alkaliniteit / bicarbonaat een rol spelen (Jones et al., 2012; Baattrup-Pedersen & Riis, 1999; Steffen et al., 2014; Mebane et al., 2014; Jones et al., 2012). Recent onderzoek laat zien dat de waterkwaliteit in Nederlandse beken is verbeterd, maar dat gewenste en karakteristieke waterplanten van beken zeldzaam zijn of ontbreken. Voor aquatische systemen is niet alleen de nutriëntenbeschikbaarheid (P, N en C) in de waterlaag van belang, maar ook de voedselrijkdom van de onderwaterbodem (Lamers e.a., 2012). Het wordt dan ook steeds duidelijker dat inzicht in de interacties tussen opgeloste en sediment-gebonden nutriënten nodig is om te komen tot het opstellen van effectieve maatregelen om KRW-, N2000- en andere waterkwaliteitsdoelen te kunnen halen. Deze literatuurstudie heeft dan ook als doel om meer inzicht te verschaffen in genoemde hoofdfactoren in beken waarbij zowel factoren in de waterlaag als in de waterbodem (sediment / substraat) worden besproken.

2.2 Scope van het onderzoek

In dit onderzoek concentreren we ons op de effecten van slibophoping op het voorkomen van submerse soorten in beken. In de achteruitgang van submerse doelsoorten spelen echter nog veel andere factoren. Zeker voor zeldzame soorten zal dispersie een belangrijke bottleneck kunnen vormen. Voor aquatische planten is water de belangrijkste verspreidingsvector. Veel van deze soorten hebben zware zaden, of vermenigvuldigen zich vooral vegetatief, waardoor verspreiding met de wind nauwelijks een rol speelt. In beken en rivieren is de dispersie daarom voornamelijk stroomafwaarts gericht. Enige stroomopwaartse verspreiding kan via watervogels of vis plaatsvinden (Pollux et al., 2005), maar hoe zeldzamer de soort al is, hoe kleiner de kans dat deze nog terug kan keren naar beken of bovenstroomse beekdelen waar deze is verdwenen.

Daarnaast vindt in de meeste Nederlandse beken onderhoudsbeheer plaats. Voor beekdelen die een belangrijke afvoerfunctie hebben voor omringend landbouwgebied is onderhoud noodzakelijk om te voorkomen dat waterplanten de afvoer beperken en het water opstuwten. Maaien gebeurt in de beken die in het veldonderzoek van dit project betrokken zijn tot wel vijf keer tijdens het groeiseizoen. Daarnaast worden langzaamstromende beken ook gebaggerd om slibophoping tegen te gaan. Vaak gebeurt dit eens in de 7 tot 10 jaar. Het maaien en het baggeren heeft op elke soort een andere uitwerking. Van belang is onder ander de hergroeisnelheid en de locatie van de meristemen (groeipunten) van de soort (Stowa, 2018). Het effect van maaien op de concurrentiepositie van doelsoorten is niet eenduidig. Van Zuidam et al. (2012) geven aan dat snelgroeiende soorten als Smalle waterpest en Aarvederkruid door maaien een concurrentievoordeel hebben boven Fonteinkruiden. Maaien kan concurrentiekrachtige soorten echter ook terugzetten, waardoor de groei van een doelsoort kan worden bevorderd. Voor Drijvende waterweegbree wordt maaien daarom juist wel als maatregel genoemd (Lucassen et al., 2010), hoewel er zeer voorzichtig omgegaan dient te worden met het tijdstip van maaien (Van der Meer et al., 2019; STOWA, 2005).

Slibophoping en bijbehorende eutrofiering kunnen niet alleen een competitievoordeel opleveren voor concurrentiekrachtige submerse soorten, maar ook voor epifytische algen, drijfalgen, drijvende waterplanten en helofyten. Deze soortgroepen worden in dit onderzoek niet expliciet meegenomen, maar bij de interpretatie van de resultaten dient er rekening mee gehouden te worden dat ook de effecten op deze soortgroepen erg groot is en bij kan dragen aan concurrentie en een verminderde biologische waterkwaliteit.

2.3 Plantengemeenschappen van beken

Tabel 1.1 geeft een overzicht van het voorkomen van waterplantengemeenschappen in beken in relatie tot stroming, mate van buffering en mate van voedselrijkdom (trofie). Zoals al uitgelegd in de inleiding, zijn dit hoofdfactoren die het voorkomen van waterplantengemeenschappen in beken bepalen. De belangrijkste factor die afwijkt van stilstaande wateren, is stroming. Waterplanten kunnen zich aanpassen aan stroming. Ze ontwikkelen een stevige verankering met hun wortels in het sediment en hebben een stengel- en bladstructuur, zoals lange, lintvormige bladeren, die weinig weerstand ondervindt van de stroming.

De buffering (hardheid) van het water wordt van nature bepaald door de geologische afzettingen in het beekdal. Beekwater dat afkomstig is uit weinig gebufferde afzettingen, zoals uit het Veluwemassief, heeft van nature een laag bicarbonaatgehalte, waardoor zich gemeenschappen kunnen vestigen van koolstofarme milieus.

De derde belangrijke factor voor het voorkomen van beekgemeenschappen is de trofiegraad. In een natuurlijk beekdal neemt de voedselrijkdom toe van de bovenstroomse beekloopjes naar benedenstroms in het dal. De trofiegraad is onder menselijke invloed, vooral vanaf de jaren '50 van de 20e eeuw, echter sterk toegenomen, waardoor ook de verschillen tussen de voedselarmere delen bovenstroms en de voedselrijkere delen benedenstroms verdwenen. Door deze invloed verdween ook grotendeels het bicarbonaat-arme karakter van een deel van de zwakgebufferde beken (zie paragraaf 1.5.3 en 1.8). Zowel trofiegraad als buffering kunnen beïnvloed worden door de ophoping van slib in de beek (zie paragraaf 1.5.3).

Tabel 1.1. *Plantengemeenschappen van beken in Nederland. Cursief: gemeenschappen die gerekend worden tot het habitatype H3260A Beken en rivieren met waterplanten (waterranonkels) (o.a. Schipper et al., 1995; Pott & Remy, 2000; Schaminée et al., 2015).*

Table 1.1. *Plant communities of streams in the Netherlands. Italic: communities of habitat type H3260A (o.a. Schipper et al., 1995; Pott & Remy, 2000; Schaminée et al., 2015).*

	Zwakstromend/stilstaand		Snelstromend	
	zwakgebufferd	matig-sterk gebufferd	zwakgebufferd	matig-sterk gebufferd
Oligo/meso-troof	<i>Associatie van Klimopwaterranonkel</i> (<i>Ranunculetum hederacei-Callitricho hottonietum</i>) Rompgemeenschap Duizendknoopfonteinkruid (RG <i>Potamogeton polygonifolius</i>)	<i>Associatie van Waterviolier en Sterrenkroos</i> (<i>Callitricho-hottonietum</i>) <i>Rompgemeenschap Gewoon sterrenkroos</i> (RG <i>Callitriche platycarpa</i>) Associatie van Klein fonteinkruid (<i>Potametum berchtoldii</i>)	<i>Associatie van Teer vederkruid</i> (<i>Callitricho-Myriophylletum alterniflorum</i>)	Associatie van Weegbreefonteinkruid (<i>Potametum colorati</i>)
eutroof	Rompgemeenschap Brede waterpest (RG <i>Elodea canadensis</i>) <i>Rompgemeenschap Fijne waterranonkel</i> (RG <i>Ranunculus aquatilis</i>)	<i>Rompgemeenschap Gewoon sterrenkroos</i> (RG <i>Callitriche platycarpa</i>) Rompegmeenschap Brede waterpest (RG <i>Elodea canadensis</i>) <i>Associatie van Doorgroeid fonteinkruid</i> (<i>Ranunculo fluitantis-Potametum perfoliati</i>) Associatie van glanzig fonteinkruid (<i>Potametum lucentis</i>) Associatie van Paarbladig fonteinkruid (<i>Groenlandietum</i>) Associatie van Stijve	<i>Associatie van Vlottende waterranonkel</i> (<i>Callitrich-hamulatae-Ranunculetum fluitantis</i>) <i>Associatie van Doorgroeid fonteinkruid</i> (<i>Ranunculo fluitantis-Potametum perfoliati</i>)	

Zwakstromend/stilstaand	Snelstromend
waterranonkel (Ranunculeum circinati) Associatie van Stomp fonteinkruid (Potamogeton obtusifolii) <i>Rompgemeenschap</i> <i>Grote</i> <i>waterranonkel</i> (RG) <i>Ranunculus peltatus</i> Rompgemeenschap Aarvederkruid (RG) Myriophyllum spicatum) <i>Rompgemeenschap</i> <i>Stomphoekig</i> <i>sterrenkroos</i> (RG) <i>Callitriche obtusangula</i>	
Hypereutroof	
Rompgemeenschap Aarvederkruid (RG) Myriophyllum spicatum) Rompgemeenschap Tenger fonteinkruid en Smalle waterpest (RG) Potamogeton pusillus en Elodea nuttallii) Rompgemeenschap Grof hoornblad (RG) Ceratophyllum demersum)	Rompgemeenschap Schedefonteinkruid en Zannichellia (RG) Potamogeton pectinatus en Zannichellia palustris)

Beekvegetaties staan in West-Europa sterk onder druk. Uit onderzoek in Denemarken blijkt dat de soortdiversiteit in beekvegetaties tussen 1896 en 1996 sterk afnam. Deze afname was het sterkst bij Fonteinkruiden. Met name fonteinkruiden van oligotrofe condities (Duizenknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*)) en grote, langzaamgroeiende fonteinkruiden (Rossig fonteinkruid (*P. alpinus*), Glanzig fonteinkruid (*P. lucens*)) namen in voorkomen af (Sand-Jensen et al., 2000). Ook in Nederlandse beken, waarover minder oude data beschikbaar zijn, werd over de periode tussen circa 1970 en 1990 een achteruitgang gerapporteerd van soorten die gevoelig zijn voor vervuiling, zoals Rossig fonteinkruid, Duizenknoopfonteinkruid, Penseelbladige waterranonkel (*R. peltatus ssp. heterophyllum*), Gevleugeld sterrenkroos (*Callitriche stagnalis*) en Teer vederkruid (*Myriophyllum alterniflorum*) (Mesters, 1995). Vooral soorten van eutrofe milieus (Haarfonteinkruid (*P. trichoides*), Smalle waterpest (*E. nuttallii*)), emergente soorten en soorten met drijfbladeren namen echter juist toe. Dit zou verklaard kunnen worden door eutrofiering en met name door slibafzetting, die zowel voor eutrofere omstandigheden zorgt als voor een verslechterd lichtklimaat door afzetting op de bladeren van submerse planten (Mesters, 1995). Een recentere evaluatie van de waterplantengroei in beken in de periode 1970-2008 door de Bekenwerkgoep Nederland constateert een afname van drie typen plantensoorten die in beken voorkomen: soorten van snelle stroming, soorten van een lage nutriëntenbelasting en soorten van niet-troebel water (https://rg0.home.xs4all.nl/BWN/webpaginas/0200atlas_verspreidingskaarten.html).

In de afgelopen eeuw hebben grote verschuivingen plaatsgevonden in de verspreiding van kenmerkende beekplanten (Bijlage 1). Gewoon sterrenkroos (*Callitriche platycarpa*) was tot de jaren '70 van de 20e eeuw nog een vrij zeldzame soort in Nederland. Daarna begon de soort aan een opmars en komt nu verspreid in bijna heel Nederland voor. De soort is echter de laatste decennia achteruitgegaan (25-50%) (verspreidingsatlas.nl), waarbij hij in beken steeds zeldzamer lijkt te worden. Stomphoekig sterrenkroos (*C. obtusangula*) was ook tot in de jaren '70 een zeldzaamheid, maar breidde zich in de tweede helft van de jaren '70 sterk uit in Zuid-Holland. Sindsdien heeft de soort zich vanuit het westen over heel Nederland verspreid en wordt hij de laatste jaren regelmatig aangetroffen dan Gewoon sterrenkroos (mond. med., diverse waterschappen). Hoe sterk Gewoon sterrenkroos precies is achteruitgegaan, is moeilijk te achterhalen, doordat er bij (KRW-)opnames vaak geen onderscheid tussen Sterrenkroossoorten gemaakt wordt, omdat de soorten vegetatief moeilijk van elkaar te onderscheiden zijn. Haaksterrenkroos (*C. brutia*), de sterrekroossoort die onder de meest voedselarme en minst gebufferde omstandigheden groeit, is -ondanks de toename in het aantal kilometerhokken- sinds de jaren '90, wel degelijk achteruitgegaan (25-50%) (verspreidingsatlas.nl).

Teer vederkruid (*Myriophyllum alterniflorum*) is een zeldzame plant van uitgesproken voedselarme wateren. De soort komt voor in zowel stilstaande heidevennen en duinplassen, als in voedselarme beken in het Pleistocene district, met name op de Veluwe. Op de verspreidingskaarten (Bijlage 1) is niet zo goed zichtbaar dat de soort sinds de jaren '50 maar liefst 25-50% achteruit is gegaan (verspreidingsatlas.nl). Volgens Weeda et al. (1987) kan Teer vederkruid niet goed tegen ophoping van organisch materiaal op de bodem en zal daardoor ook te lijden hebben van slibophoping.

Grote waterranonkel (*Ranunculus peltatus*) is bekend in Nederland sinds het begin van de 20e eeuw. Met name sinds de jaren '80 lijkt de soort zich sterk te hebben uitgebreid op de Pleistocene gronden. Grote waterranonkel komt niet alleen in beken, maar ook in allerlei stilstaande wateren voor. In beken lijkt de soort echter in de afgelopen 10 jaar juist sterk achteruit te zijn gegaan (bron: meetpunten Waterschap Aa en Maas, Waterschap Vechtstromen, Waterschap De Dommel, Waterschap Rijn en IJssel). Ook Fijne waterranonkel (*R. aquatilis*) is sinds het begin van de 20e eeuw bekend. Fijne waterranonkel breidde zich in jaren '70 uit over het noorden en westen van het land en is nu in nagenoeg heel Nederland een algemene soort. Vlottende waterranonkel (*R. fluitans*) is van oudsher al een zeldzame soort, omdat de soort zich beperkt tot snel stromend water en dit beektype in ons land alleen in Zuid-Limburg en Brabant wordt aangetroffen. De soort is echter sterk achteruitgegaan (50-75%) (verspreidingsatlas.nl) en komt nu slechts nog in enkele beken in Limburg en Brabant voor. Klimopwaterranonkel (*R. hederaceus*) is een soort van kleine, zwak gebufferde bovenloopjes en ging ook 25-50% (verspreidingsatlas.nl) achteruit in de afgelopen decennia.

Brede waterpest (*Elodea canadensis*) kwam in de 19e eeuw vanuit Amerika naar Nederland en had zich aan het eind van de 19e eeuw al over heel Nederland verspreid. Het is een niet-inheemse waterplant die als ingeburgerd wordt beschouwd. De soort ging echter een eeuw later weer zeer sterk achteruit (75-100%) (verspreidingsatlas.nl) en is daarom als algemene soort toch als 'gevoelig' opgenomen op de Rode Lijst. Niet duidelijk is of de achteruitgang puur werd veroorzaakt door een verslechterde waterkwaliteit, of dat dit een combinatie was met de opkomst van Smalle waterpest, die onder voedselrijke condities snel kan groeien. Smalle waterpest (*E. nutallii*) verscheen rond 1940 in Nederland en verspreidde zich daarna in de jaren '50 zeer snel over heel Nederland. Dit is ook een niet-inheemse waterplant die als ingeburgerd wordt beschouwd. Naast de uitbreidingen van de in de eerste helft van de 19e eeuw nog nauwelijks aanwezige Smalle waterpest en Stomphoekig sterrenkroos, breidden ook Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) en Grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) zich vanuit West-Nederland sterk uit. Achteruitgang van doelsoorten zal daarom deels te verklaren zijn door verandering in vereiste standplaatscondities (bijvoorbeeld koolstofbeschikbaarheid, zie paragraaf 1.5.3), en deels door competitie op geschikte standplaatsen voor submerse soorten met soorten van voedselrijker milieu.

2.4 Beleidsdoelstellingen

2.4.1 Natura 2000 (N2000)

Voor beken in N2000-gebieden is het habitattype H3260A Beken en rivieren met waterplanten (waterranonkels) van belang. Dit habitattype omvat 'kleinere, heldere stromende wateren, zoals snel- en langzaam stromende beken, riviertjes, sprengen en duinrellen, met ondergedoken en drijvende waterplanten (met name waterranonkels)' (Profielendocument Habitattype H3260, 2008). Het relatieve belang van de Nederlandse bijdrage aan dit habitattype voor Europa is groot. Het profielendocument maakt onderscheid in associaties die zouden moeten duiden op een goede kwaliteit van ontwikkeling van het habitattype, en associaties en rompgemeenschappen die een matige kwaliteit zouden indiceren. Onder een goede ontwikkeling van het habitattype in beken vallen volgens het profielendocument alle associaties die in het Verbond van Grote waterranonkel (*Ranunculus peltatus*, 5Ca) (zie ook tabel 1.1.):

- Associatie van Waterviolier en Sterrenkroos. Deze associatie komt voor in zacht tot matig hard water en verdraagt periodieke droogval goed. Voor Waterviolier moet er aanvoer van CO₂-rijk water zijn, wat vaak onder kwelomstandigheden het geval is. Differentiërend voor de Associatie van Waterviolier en Sterrenkroos zijn Waterviolier en Gewoon sterrenkroos.
- Associatie van Klimopwaterranonkel is een associatie die voorkomt in duinrellen, sprengen en bovenloopjes.
- Associatie van Teer vederkruid. Deze associatie komt voor in zwak-gebufferde beken.
- Associatie van Vlottende waterranonkel. Dit is een associatie die voorkomt in snelstromende, heldere wateren die volgens Schipper et al. (1995) matig eutroof zijn. Kensoort voor deze associatie is Vlottende waterranonkel, maar ook de penseelbladige vorm van Grote waterranonkel (*Ranunculus peltatus* var. *heterophyllus*) kan als kentaxon beschouwd worden. Brede waterpest is een differentiërende soort voor de Associatie van Vlottende waterranonkel en opzichte van de andere associaties binnen het verbond (Schipper et al., 1995).

Als matig ontwikkeld worden de volgende associaties en rompgemeenschappen in beken beschouwd:

- Associatie van Doorgroeid fonteinkruid (5Ba1) (mits met waterranonkel- of sterrenkroossoorten). Deze associatie komt voor in voedselrijke, gebufferde en heldere snelstromende wateren. Kensoorten zijn Doorgroeid fonteinkruid en Rivierfonteinkruid, en -nagenoeg uitsluitend in het buitenland - ook Vlottende waterranonkel. De gemeenschap komt voor in rivieren en benedenlopen van beken en kan zich onder eutrofiëring uitbreiden naar middenlopen (Schipper et al., 1995). De gemeenschappen met Vlottende waterranonkel in Midden- en Zuid-Limburg worden gerekend tot de Associatie van Vlottende waterranonkel. Schipper et al. maken bewust de keuze om de Associatie van Doorgroeid fonteinkruid wel te onderscheiden van de Associatie van Vlottende waterranonkel, omdat er floristisch weinig overeenkomsten zouden zijn. Abiotisch zijn de overeenkomsten sterker dan ze mogelijk op het eerste gezicht lijken; Loeb et al. (2017) geven aan dat ook de Associatie van Vlottende waterranonkel in Noordwest-Europa met name in eutrofe, gebufferde wateren voorkomt.
- Associatie van Klein fonteinkruid. Deze associatie komt voor in stilstaande tot zwakstromende wateren op meso- tot eutrofe standplaatsen.
- Rompgemeenschap met Gewoon sterrenkroos van de Orde van Haaksterrenkroos en Grote waterranonkel. In deze rompgemeenschap is Gewoon sterrenkroos dominant. Het betreft vooral plekken met vervuiling in zwak stromende tot stilstaande wateren met een eutrofe bodem (Schipper et al., 1995).

- De Rompgemeenschap van Fijne waterranonkel in het verbond der Kleine fonteinkruiden, de Rompgemeenschap van Grote waterranonkel in het Verbond van Grote waterranonkel en de Rompgemeenschap van Stomphoekig sterrenkroos.

In het habitatype zijn dus zeer uiteenlopende begroeiingen uit (met name) de Fonteinkruidklasse samengenomen. Het habitatype beslaat zowel snelstromende als langzaamstromende wateren en in zowel zwakgebufferde als sterker gebufferde systemen. Qua trofiegraad beslaat het habitatype oligo-mesotrofe tot eutrofe systemen.

Opvallend in de indeling binnen het habitatype is de toedeling van gemeenschappen aan de categorieën matig of goed. De gemeenschappen (associaties) die in de categorie 'goed' vallen, zijn allemaal beperkt tot zeer specifieke omstandigheden in beeklopen -snelstromend, zwakgebufferd, stagnant/zeer zwak stromend en rijk aan CO₂ of aan bovenloopjes en sprengen. Deze omstandigheden zullen over het grootste traject van veel beken in Nederland, ook in minder door de mens beïnvloede situaties, niet of nauwelijks te vinden zijn. Een deel van deze gemeenschappen wordt iets frequenter wel elders in het beekdal aangetroffen, zoals de Associatie van Klimopwaterranonkel in droogvallende slootjes met uittredend grondwater op de flanken van het beekdal, of de Associatie van Waterviolier en Sterrenkroos in grondwatergevoede, parallel lopende zijsloten of oude, afgesloten beekmeanders. De overige gemeenschappen die kwalificeren, vallen onder de categorie 'matige ontwikkeling', ook al zijn dit gemeenschappen die qua oppervlak van de potentiële groeiplaatsen een belangrijkere bijdrage aan het habitatype leveren.

Daarnaast kwalificeren ook gemeenschappen voor het habitatype, die door veel aquatisch ecologen niet als karakteristiek voor Nederlandse beken worden gezien, zoals de Rompgemeenschap van Stomphoekig sterrenkroos, die op veel plaatsen de Rompgemeenschap van Gewoon sterrenkroos lijkt te verdringen, en de Rompgemeenschap van Fijne waterranonkel, die door bicarbonaatverrijking in zachtwaterbeken toe lijkt te nemen ten koste van gemeenschappen met Grote waterranonkel. Hierin ontbreekt ook duidelijk een onderscheid in verschillende beek(loop)typen, waarbinnen referenties zouden kunnen verschillen.

2.4.2 Kaderrichtlijn water (KRW)

In de KRW wordt de kwaliteit van beken afgemeten aan een aantal biotische factoren, waaronder de macrofytensamenstelling. Voor elk van deze biotische factoren is een 'maatlat' opgesteld, waarmee de score wordt berekend. Beken en beektrajecten ingedeeld in verschillende typen, afhankelijk van de stroomsnelheid (langzaam (3-50 cm/s)/snel (> 50 cm/s)), het substraat (zand/klei/veen) en of het traject zich in de boven-, midden-, of benedenloop bevindt. Deze typen hebben elk een andere maatlat. Op de waterplantenmaatlat staat aangegeven welke score er per soort en per groeivorm kan worden toegekend aan het voorkomen. Hierin wordt rekening gehouden met de abundantie (bedekking) van een soort. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen soorten die positief scoren, waarbij de score het hoogst is als de soort zeldzaam of schaars is, iets minder hoog indien de soort frequent voorkomt en wat lager bij (co)dominantie (categorieën 1, 2 en 3), en soorten die juist negatief scoren bij frequente bedekking en/of (co)dominantie (categorieën 4 en 5). In welke categorie een soort valt, hangt samen met het type beek(traject) (tabel 1.2).

De landelijke maatlatten voor beken (Van der Molen et al. (red), 2018) zijn opgesteld voor natuurlijke wateren. Veel beken zijn echter zodanig door de mens beïnvloed dat zij zijn ingedeeld bij 'sterk veranderde wateren', in plaats van 'natuurlijke wateren'. Voor deze sterk veranderde wateren gelden per waterlichaam aangepaste normen, die de beheerder zelf kan vaststellen. Deze normen kunnen afgeleid zijn van de referentie van natuurlijke wateren, of van de toestand die bereikt kan worden door vanuit de huidige toestand maatregelen te nemen (Stroomgebied Rijn-

West, 2017). De in dit rapport weergegeven doelen betreffen de landelijke doelen voor 'natuurlijke wateren'.

De soort- en groeivormgerichte benadering van de KRW is in de praktijk vaak makkelijker hanteerbaar dan de habitattypenbenadering, omdat het in de vaak mozaïek-achtige, relatief soortenarme waterbegroeiingen moeilijk is vast te stellen of een beekvegetatie wel of niet tot een associatie behoort. Als gekeken wordt naar de soorten die van belang zijn voor de gemeenschappen van het habitatype, dan wordt duidelijk dat deze soorten ook in de KRW in het algemeen positief worden gewaardeerd (tabel 1.2). Daarnaast wordt in de maatlatten ook een positieve waardering gegeven aan soorten die voor het N2000-beleid ook van belang zijn, zoals aan Drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) (habitatrictlijnsoort) – een soort waarvoor Nederland vanuit het areaal van de soort belangrijk is - en soorten die van belang zijn voor andere habitattypen (zoals Glanzig fonteinkruid (*Potamogeton lucens*)), en aan andere zeldzamere soorten. Soorten van (hyper)eutrofe milieus, zoals Smalle waterpest en Grof hoornblad, krijgen een negatieve waardering, vooral bij woekering. Opvallend bij de berekening van de scores van beektrajecten in de KRW is wel dat ook een hoge bedekking van de doelsoorten minder gewaardeerd wordt. Dit geldt niet alleen als een soort dominant voorkomt, maar ook als een soort alleen al frequent of plaatselijk voorkomt in plaats van schaars, terwijl in het veld de begroeiing door zeldzame soorten juist plaatselijk zeer uitbundig kan zijn als de standplaats geschikt is voor de soort. Ook valt op dat geen van de submerse macrofyten in de maatlat als negatieve indicator wordt gezien voor snelstromende beken. Ook begroeiingen met Schedefonteinkruid of Tenger fonteinkruid krijgen bij woekering in snelstromende beektrajecten geen negatieve waardering en bij een lagere bedekking juist een positieve score. Enkele kenmerkende soorten van rompgemeenschappen binnen het habitatype (Stomphoekig sterrenkroos en Fijne waterranonkel) worden in de maatlatten niet positief gewaardeerd in een aantal beektypen.

Tabel 1.2. *Submerse waterplanten in de deelmaatlatten voor waterplanten voor de verschillende beektypen en de categorieën waar zij aan toe worden gedeeld voor het berekenen van de deelmaatlatscore. Categorie 1: zeldzaam/schaars 9 punten, frequent/plaatselijk 5 punten, algemeen/(co)dominant 3 punten; categorie 2: zeldzaam/schaars 5 punten, frequent/plaatselijk 4 punten, algemeen/(co)dominant 1 punt; categorie 3: zeldzaam/schaars 2 punten, frequent/plaatselijk 1 punten; categorie 4: algemeen/(co)dominant -3 punten, categorie 5: frequent/plaatselijk -4 punten, algemeen/(co)dominant -9 punten (Van der Molen et al. (red), 2018). Kensoorten en belangrijke differentiërende soorten voor gemeenschappen van het habitatype H3260A zijn hier cursief weergegeven.*

Table 1.2. *Weighting of submerged macrophytes in different Dutch stream types in the Water Framework Directive. Category 1: rare 9 points, frequent/locally abundant 5 points, abundant/(co)dominant 3 points; category 2: rare 5 points, frequent/locally abundant 4 points, abundant/(co)dominant 1 point; category 3: rare 2 points, frequent/locally abundant 1 point; category 4: abundant/(co)dominant -3 points; category 5: frequent/locally abundant -4 points, abundant/(co)dominant -9 points (Van der Molen et al. (red), 2018). In italics: diagnostic and differential species for habitat type H3260A.*

	R4	R5	R12	R13	R14	R18
	permanent langzaamstromende bovenloop op zand	langzaamstromende midden/benedenloop op zand	langzaamstromende midden/benedenloop op veen	snelstromende bovenloop op zand	snelstromende midden/benedenloop op zand	snelstromende midden/benedenloop op kalkhoudende bodem
<i>Callitriche brutia</i> (Haaksterrenkroos)	1	1	1	1	1	1
<i>Callitriche obtusangula</i> (Stomphoekig sterrenkroos)			3			
<i>Callitriche platycarpa</i> (Gewoon sterrenkroos)	3	3	3	3	3	2
<i>Ceratophyllum demersum</i> (Grof hoornblad)		5	5			
<i>Eleogiton fluitans</i> (Vlottende bies)	1	2				
<i>Elodea canadensis</i> (Brede waterpest)	2	2	3		2	2
<i>Elodea nuttallii</i> (Smalle waterpest)		5	5			
<i>Fontinalis antipyretica</i> (Bronmos)		1		1		
<i>Hottonia palustris</i> (Waterviolier)	2	1	1			
<i>Littorella uniflora</i> (Oeverkruid)	2					
<i>Luronium natans</i> (Drijvende waterweegbree)	2	1				
<i>Myriophyllum alterniflorum</i> (Teer vederkruid)	1	1	1	1	1	
<i>Myriophyllum spicatum</i> (Aarvederkruid)		2				
<i>Myriophyllum verticillatum</i> (Kransvederkruid)		4	2			2
<i>Nitella flexilis</i> (Buigzaam glanswier)		1				
<i>Nitella mucronata</i> (Puntdragend glanswier)		1	1			
<i>Potamogeton alpinus</i> (Rossig fonteinkruid)	3	1	2	1	1	
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (Klein fonteinkruid)		2				
<i>Potamogeton compressus</i> (Plat fonteinkruid)		4	1		2	2
<i>Potamogeton crispus</i> (Gekroesd fonteinkruid)	5	2	4	3	3	3
<i>Potamogeton lucens</i> (Glanzig fonteinkruid)		3	2		1	1
<i>Potamogeton mucronatus</i> (Puntig fonteinkruid)		3	1			2
<i>Potamogeton pectinatus</i> (Schedefonteinkruid)		5			3	3
<i>Potamogeton perfoliatus</i> (Doorgroeid fonteinkruid)		3			1	1
<i>Potamogeton polygonifolius</i> (Duizendknoopfonteinkruid)	2	2				
<i>Potamogeton praelongus</i> (Langstengelig fonteinkruid)			1			
<i>Potamogeton pusillus</i> (Tenger fonteinkruid)	5	5	5	2	2	3
<i>Potamogeton trichoides</i> (Haarfonteinkruid)	2	4				
<i>Ranunculus aquatilis</i> (Fijne waterranonkel)	4					
<i>Ranunculus circinatus</i> (Stijve waterranonkel)		4	4		2	2
<i>Ranunculus fluitans</i> (Vlottende waterranonkel)		1			1	1
<i>Ranunculus hederaceus</i> (Klimopwaterranonkel)	1			1		

	R4	R5	R12	R13	R14	R18
<i>Ranunculus peltatus</i> (Grote waterranonkel)	1	1	3	3	2	2
<i>Ranunculus peltatus</i> var <i>heterophyllus</i> (Penseelbladige waterranonkel)					1	1
<i>Utricularia vulgaris</i> (Gewoon blaasjeskruid)		4	1			

2.5 Nutriëntenopname door aquatische planten

De belangrijkste voedingsstoffen voor planten zijn koolstof, stikstof en fosfor. Planten nemen deze voedingsstoffen voornamelijk in anorganische (minerale) vorm op en bouwen deze in in het weefsel. Koolstof is belangrijk in de synthese van suikers en van structuurgevend weefsel. Omdat aquatische, submerse planten minder stevigheid hoeven te hebben dan terrestrische planten, is de verhouding waarin zij koolstof gebruiken ten opzichte van stikstof en fosfor veel lager (Elser et al., 2000). Stikstof is met name van belang voor de synthese van aminozuren en eiwitten, fosfor wordt onder andere voor de energiehuishouding gebruikt. Voor inzicht in de rol van het sediment (slib) in de nutriëntenhuishouding wordt hieronder ingegaan op de vraag in hoeverre aquatische planten hun nutriënten uit sediment halen. Hierna behandelen we de preferenties van verschillende aquatische soorten voor de vorm waarin stikstof en koolstof opgenomen worden.

2.5.1 opname uit water of uit sediment

Ondergedoken waterplanten zijn in staat zowel met hun bladeren als met hun wortels voedingsstoffen op te nemen (o.a. Barko et al., 1991). Wat de meest aannemelijke bron voor opname is, varieert echter per element: voor stikstof, fosfor, ijzer, mangaan en sporenelementen zou het sediment de belangrijkste bron kunnen zijn, voor calcium, magnesium, natrium, kalium, zwavel en chloride het oppervlaktewater (Barko et al., 1991). Verschillende studies laten echter een grote variatie aan de invloed van sediment op de opname van nutriënten en de groei zien. Experimenten met fosfor-arm water toonden aan dat Aarvederkruid, *Egeria* (*Egeria densa*) en Hyrilla (*Hydrilla verticillata*) goed in staat zijn fosfaat uit het sediment op te nemen (Barko & Smart, 1980). Waar de planten in de praktijk hun voedingsstoffen uit opnemen, is echter ook afhankelijk van de concentraties in het oppervlaktewater. Uit onderzoek met radioactief gelabeld fosfor blijkt dat Aarvederkruid bij lage fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater (0,015 en 0,5 µg P/l) fosfor grotendeels uit de bodem opneemt, terwijl bij iets hogere concentraties (2,0 µg P/l (0,6 µmol/l)) ook fosfor uit de waterlaag wordt opgenomen. Opname uit het sediment was in dat laatste geval nog slechts 8% van de totale hoeveelheid opgenomen fosfor (Bole & Allan, 1978). Bij een experiment in meren met een oplopende fosforconcentratie waarin verschillende wortelende soorten werden uitgezet op sediment met radio-actief gelabeld fosfor, werd bij P-concentraties in het water tussen 10 en 30 µg P/l echter nagenoeg alle P opgenomen vanuit het sediment. Op een hypereutrofe locatie met een P-concentratie van 290 µg P/l (9 µmol/l) in het oppervlaktewater droeg de opname uit het sediment nog altijd 70% bij aan de totale P-opname. Hierin speelt natuurlijk ook de P-rijkdom van het sediment een rol. Bij experimenten met Gekroesd fonteinkruid met sediment met meer P dan het voorgenoemde experiment, en met sediment met een zeer hoge P-concentratie die bloot werden gesteld aan oppervlaktewater met vrij weinig P en met veel P (10 versus 75 µg P/l (0,7 -5,0 µmol/l) werd vastgesteld dat zowel de biomassa-productie als de nutriëntenconcentraties van N en P in de planten samenhangen met de concentraties in het sediment, en niet met de concentraties in het oppervlaktewater in ieder geval voor wateren met weinig P in het sediment (Carignan, R. & J. Kalff, 1980; Chambers et al., 1989). Ook Smalle waterpest neemt extra P en N op uit sediment dat verrijkt is met deze elementen, terwijl het oppervlaktewater rijk is aan P (130 µg P/l). Vooral stikstofverrijking van het sediment leidde onder

deze omstandigheden tot een hogere productie van Smalle waterpest (Best et al., 1996). Andersom liet onderzoek in een eutrofe beek in Denemarken (50-90 $\mu\text{g PO}_4\text{-P/l}$; 4-14 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$) zien dat Brede waterpest, Gekield sterrenkroos (*Callitriche cophocarpa*), Fijne waterranonkel en Gekroesd fonteinkruid goed in hun nutriëntenbehoefte konden voorzien, als hun wortels werden afgeknipt. Zij namen dus via de bladeren alle nutriënten op uit het oppervlaktewater. Alhoewel het toevoegen van P en N aan het oppervlaktewater en aan het sediment in deze beek voor Brede waterpest en Gekield sterrenkroos met een intact wortelstelsel niet leidde tot een snellere groei, werd de concentratie van P in de plant wel hoger bij het verrijken van P aan het oppervlaktewater (Madsen & Cedergreen, 2002). De grootte van het belang van sediment als bron voor voedingsstoffen wordt in verschillende studies dan ook anders beoordeeld. In een onderzoek aan groeiplaatsen van Smalle en Brede waterpest en Stomphoekig sterrenkroos in beken in het Elzas-Rijnbekken die varieerden van voedselarm tot hypereutroof (10-500 $\mu\text{g P/l}$) bleek de P-concentratie van de planten niet gerelateerd te zijn aan de fosforconcentratie in het sediment, maar wel aan dat van de jaargemiddelde concentratie in het oppervlaktewater, wat zou betekenen dat de opnameroute via het sediment veel minder belangrijk zou zijn (Robach et al., 1995). Een meta-studie van meer dan 20 onderzoeken uit meren en beken waarin in totaal circa 100 monsters van planten en sediment van over de hele wereld werden beoordeeld, toonde echter een duidelijke relatie aan tussen concentraties van een zeer breed scala aan elementen (zowel nutriënten als macro-elementen en zware metalen) in de plant en in het sediment (Jackson et al., 1991). In beken en rivieren in het laagland van Nederland, Engeland en in Beieren kon de groeiplaats van specifieke soorten (Smalle waterpest, Aarvederkruid, Schedefonteinkruid, Grote waterranonkel, Stekelharig kransblad (*Chara hispida*), Weegbreefonteinkruid (*Potamogeton coloratus*), Schedefonteinkruid, Kleine waterranonkel (*Ranunculus trichophyllus*) en Zanichellia goed gekoppeld worden aan ranges van nutriëntenconcentraties in het sediment (Smolders et al., 2017; Clarke & Wharton, 2001; Schneider & Melzer, 2004). Voor sommige soorten waren ook specifieke combinaties van patronen tussen concentraties van nutriënten in het oppervlaktewater en sedimentporiewater zichtbaar; zo kwam Stekelharig kransblad voor bij hoge NH_4 -concentraties in het poriewater, maar lage concentraties in het oppervlaktewater en lage concentraties P in zowel poriewater als oppervlaktewater. Weegbreefonteinkruid kwam voor bij hoge ammoniumconcentraties in zowel het oppervlaktewater als het poriewater, maar bij lage concentraties van P (Schneider & Melzer, 2004). Concluderend kan gesteld worden dat waterplanten een groot adaptief vermogen hebben en daar de nutriënten opnemen, waar deze het meest beschikbaar zijn. Belangrijk is dat er bij een lage beschikbaarheid van nutriënten in de waterlaag er toch een hoge productie kan worden behaald wanneer de beschikbaarheid in het sediment hoog is.

2.5.2 vorm van N

Stikstof kan door planten worden opgenomen als nitraat (NO_3^-) of als ammonium (NH_4^+). De opname van ammonium is energetisch gunstiger, omdat ammonium niet eerst gereduceerd hoeft te worden. Als planten nitraat opnemen, moet dit in de plant eerst gereduceerd worden voor de eiwitsynthese. De eerste stap van deze reductie, is de omzetting van nitraat in nitriet (NO_2^-). Deze reductie wordt uitgevoerd met behulp van het enzym nitraatreductase. Nitraatreductase is slechts in kleine hoeveelheden aanwezig in de plant en is daarmee de limiterende stap in het gebruik van nitraat (Campbell, 1988). De omzetting van nitraat naar nitriet door dit enzym vindt zowel plaats in de wortels als in de bovengrondse delen van de plant. De activiteit van dit enzym is soort-specifiek, maar kan in veel soorten ook plasticiteit vertonen, waarbij de activiteit groter is in een nitratrijk milieu (Campbell, 1988; Cedergreen & Madsen, 2003; Maier & Pregnall, 1990). De aanwezigheid van ammonium lijkt hier geen directe invloed op te hebben (Campbell, 1988), hoewel er wel degelijk een effect kan zijn via een verminderde opname van nitraat door de opname van ammonium (Cedergreen & Madsen, 2003; Demars & Trémolières, 2009). Tussen aquatische plantensoorten van beken is er een groot verschil in het vermogen om nitraat te gebruiken als stikstofbron (Melzer & Kaiser, 1986) (Tabel 1.3). Soorten die alleen ammonium gebruiken,

beperken zich in voorkomen tot een ammoniumrijk milieu en kunnen ook geen nitraatreductase aanmaken als ze getransporteerd worden naar een ammonium-arm, nitraatrijk milieu (Melzer, 1980). In afwezigheid van een ammoniumbron in het sediment kan een hogere nitraatconcentratie voor dit type soorten zelfs leiden tot afremming van de groei. Voor Rossig fonteinkruid toonden Boedeltje et al. (2005) aan dat een verhoging van de nitraatconcentratie in het oppervlaktewater van 0 naar 500 $\mu\text{mol/l}$ op een ammoniumarme zandbodem zorgde voor een 2,5 x lagere groei, een verlaagde concentratie van totaal-stikstof en aminozuren in de plant, en een grotere investering in het wortelstelsel. Naast een mogelijk nadelig effect van nitraat op de concurrentiekracht van dit type soorten, heeft een hoge nitraatconcentratie dus ook een direct nadelig effect op deze soorten.

Tabel 1.3. Soorten met hoge of lage reductase-activiteit. Een hoge reductase-activiteit lijkt vaker voor te komen; hier zijn slechts enkele voorbeelden genoemd. Een lage reductase-activiteit kan betekenen dat een soort voor zijn stikstofvoorziening afhankelijk is van ammonium.

Table 1.3. Species with high and low reductase activity. A high reductase activity seems more widely spread; this table shows just a few examples. A low reductase activity could mean that a species depends on ammonium for its N supply.

Hoge nitraatreductase-activiteit	Lage nitraatreductase-activiteit
Stomphoekig sterrenkroos ²	Brede waterpest ^{1,2}
Weegbreefonteinkruid ²	Vlottende waterranonkel ^{1,2,*}
Gekroesd fonteinkruid ²	Witte waterkers ¹
Zannichellia ²	Bronmos ²
Kleine waterpepe ¹	Paarbladig fonteinkruid ²
Watermunt ¹	Puntkroos ²
Liesgras ⁴	Kransvederkruid ²
Riet ⁴	Kleine egelskop ²
	Rosig fonteinkruid ³
	Stekelbladig kransblad ⁵

¹ Melzer & Kaiser (1986)

² Demars & Trémolières (2009)

³ Boedeltje et al. (2005)

⁴ Munzarova et al. (2006)

⁵ Schneider & Melzer (2004)

* Uit recent onderzoek (Loeb et al., in prep.) blijkt dat deze soort weldegelijk goed om kan gaan met hoge nitraatconcentraties.

2.5.3 vorm van C

Een ander nutriënt dat belangrijk is voor planten, is koolstof. Terrestrische en amfibische planten nemen koolstof in de vorm van CO_2 uit de lucht op, waar het in overmaat aanwezig is. Submerse planten zijn echter aangewezen op de koolstof die in het water aanwezig is. Door de slechte diffusie in water en het ontstaan van een stilstaand grenslaagje rondom de bladeren, is een CO_2 -concentratie die in evenwicht is met de lucht (circa 16 $\mu\text{mol/l}$) voor submerse planten veel te weinig om te kunnen groeien. De concentratie van CO_2 in water is meestal een stuk hoger (vaak meer dan 10x zo hoog, zie wisselwerking met de onderwaterbodem in paragraaf 1.8), maar toch is dit vaak nog niet voldoende CO_2 voor optimale groei. Een deel van de submerse planten heeft echter aanpassingen om ook HCO_3^- (bicarbonaat) en CO_3^{2-} (carbonaat) op te kunnen nemen. Ongeveer 80% van de aquatische monocotylen (waar onder andere de Fonteinkruidenfamilie, Waterkaardfamilie (Waterpest, Kikkerbeet, Krabbenscheer), Lisdoddefamilie,

Waterweegbreeffamilie en de Egelskopfamilie onder vallen) heeft deze aanpassing, terwijl dit onder dicotylen (o.a. Ranonkelfamilie, Blaasjeskruidfamilie) slechts 30 % is (Pott & Remy, 2000). Per familie zijn er echter meestal soorten die deze aanpassing juist wel of juist niet hebben (tabel 1.4). Zo kunnen bijvoorbeeld Duizendknoopfonteinkruid en de ondergedoken vormen van Weegbreeffonteinkruid geen gebruik maken van bicarbonaat, terwijl de meeste van hun familieleden dit wel kunnen. De affiniteit van bicarbonaat gebruikende planten voor bicarbonaat is echter veel lager dan voor CO₂. Hierdoor is er veel meer HCO₃ nodig dan CO₂ om eenzelfde groeisnelheid te bereiken; met CO₂ als koolstofbron is ongeveer 100-500 µmol/l nodig voor maximum fotosynthese, en met HCO₃ 2000-8000 µmol/l (o.a. Maberly&Madsen, 1998; Bodner, 1989; Madsen&Sand-Jensen, 1994; Madsen, 1993).

De verdeling tussen CO₂ en bicarbonaat in het water wordt bepaald door de pH. Beneden een pH van 4,2 is alle anorganisch koolstof aanwezig in de vorm van CO₂ en boven een pH van 8,2 is alle koolstof aanwezig als bicarbonaat en carbonaat en niet meer in de vorm van CO₂. De opname van CO₂ door submerse planten en algen heeft andersom ook weer invloed op de pH: bij hoge fotosynthese tijdens bijvoorbeeld algenbloei of bij een hoge bedekking aan submerse soorten wordt er veel CO₂ uit het water opgenomen. Door de dalende concentratie CO₂ ten opzichte van het aanwezige bicarbonaat en carbonaat, stijgt de pH. In wateren met een intermediaire bicarbonaatconcentratie (1-2 mmol/l) kan een stijging van de pH door de slechtere affiniteit voor bicarbonaat voor een lagere groei zorgen; de CO₂-concentratie kan door de stijging van de pH dalen onder de optimale concentratie, terwijl de bicarbonaatconcentratie niet voldoende is voor optimale fotosynthese.

Soorten die alleen CO₂ kunnen gebruiken, zijn meestal typische zachtwatersoorten, zoals Duizendknoopfonteinkruid en Teer vederkruid. Zij komen vooral voor in zwakgebufferde wateren met een lage pH. Ondanks dat er in deze wateren in totaal weinig anorganisch koolstof aanwezig is, is er door de lage pH relatief nog wel veel CO₂ aanwezig. Soorten die alleen CO₂ kunnen gebruiken, hebben een hogere affiniteit voor CO₂ dan soorten die ook bicarbonaat kunnen gebruiken. Dit komt waarschijnlijk omdat de bladeren van bicarbonaatgebruikers een hogere weerstand tegen diffusie van CO₂ hebben om te voorkomen dat er CO₂ dat in de plant is ontstaan bij omzetting van bicarbonaat, weer naar buiten diffundeert (Maberly&Madsen, 1998; Raven, 1984). Hierdoor hebben obligaat-CO₂-gebruikende planten in zachte wateren een competitief voordeel boven planten die ook bicarbonaat kunnen gebruiken. In wateren met een hogere bicarbonaatconcentratie, een hogere pH en weinig CO₂ komen in het algemeen vooral bicarbonaatgebruikers voor (Maberly & Madsen, 1998). Uit een meta-data-analyse van beken in het stroomgebied van de Rijn en Rhône (Frankrijk) en Donau (Duitsland) blijkt dat de CO₂-concentratie in het oppervlaktewater, die hoog is bij aanvoer via kwel, zelfs bij een bicarbonaatconcentratie tussen 2,5 en 5,1 mmol/l verklarend is voor de verspreiding van waterplantensoorten dan nutriëntenconcentraties (Demars & Trémolières, 2009).

Vaak wordt aangenomen dat in beken stroming ervoor zorgt dat er geen tekorten aan CO₂ of andere nutriënten ontstaan. Er is minder sprake van uitputting van nutriënten ten opzichte van stilstaande wateren door de constante aanvoer met het beekwater, en de stroming zelf kan zorgen voor een verkleining van de dikte van de grenslaag voor de diffusie rondom het blad. De werking van stroming op de beschikbaarheid van koolstof is echter afhankelijk van de bladmorphologie van soorten. Bij soorten waarvan de bladeren verspreid staan, zoals Gekroesd fonteinkruid en Gevleugeld sterrenkroos, kan een hogere stroomsnelheid (9 cm/s in plaats van 0,5 cm/s) ervoor zorgen dat de grenslaag rondom het blad dunner wordt en de opname verbetert. Bij soorten met dicht opeenstaande bladeren, zoals Brede waterpest, lijkt het er juist op dat een grotere stroomsnelheid ervoor kan zorgen dat er een grenslaag om alle bladen tezamen ontstaat en de opname van CO₂ juist verslechtert (Nielsen et al., 2006). Ook in stromende wateren is koolstoflimitatie dus mogelijk, maar dit is sterk afhankelijk van de stroming en van de groeivorm van de vegetatie. Koolstoflimitatie is ook minder waarschijnlijk in stromende wateren, omdat

waterplanten in stromende wateren veelal lange, lintvormige groeivormen ontwikkelen met dunne bladeren. In hydromorfologisch sterk gemodificeerde beken, waarin de stroomsnelheid sterk is gereduceerd, kan de voornoemde C-limitatie mogelijk wèl optreden. Dit geldt natuurlijk voor submers groeiende planten. Zodra planten drijfbladeren hebben die contact hebben met de lucht, kunnen ze vrijelijk CO₂ opnemen.

Tabel 1.4. *Submerse waterplanten met daarbij hun vermogen om bicarbonaat als koolstofbron te gebruiken.*

Table 1.4. *Submerged macrophytes and their abilities to use bicarbonate as a carbon source.*

Bicarbonaatgebruiker	Obligate CO ₂ -gebruiker
Grof hoornblad ¹	Bronmos ¹
Gewoon kransblad ¹	Kransvederkruid ¹
Brede waterpest ²	Duizendknoopfonteinkruid ¹
Smalle waterpest ²	Gevleugeld sterrenkroos ³
Paarbladig fonteinkruid ¹	Waterviolier ⁶
Puntkroos ²	Drijvende waterweegbree ⁶
Ongelijkbladig vederkruid ⁷	Teer vederkruid ⁶
Aarvederkruid ¹	Buigzaam glanswier ⁵
Weegbreefonteinkruid ^{1**}	Grote waterranonkel*
Gekroesd fonteinkruid ²	
Schedefonteinkruid ²	
Doorgroeid fonteinkruid ²	
Tenger fonteinkruid ¹	
Stijve waterranonkel ²	
Fijne waterranonkel ²	
Vlottende waterranonkel ⁴	
Zannichellia ¹	

¹ Demars&Tremolieres, 2009

² Sand-Jensen et al., 1992

³ Sand-Jensen, 1983

⁴ Bodner, 1986

⁵ Maberly & Madsen, 1998

⁶ De Lyon & Roelofs, 1986

⁷ Dülger&Hussner, 2017

* mond med prof. J. Roelofs; volgens Demars & Tresmolieres (2009) wel een bicarbonaatgebruiker

** in bepaalde gevallen geen bicarbonaatgebruiker

2.6 Omstandigheden waaronder slib wordt afgezet en effecten op plantengemeenschappen

2.6.1 Wat is slib ?

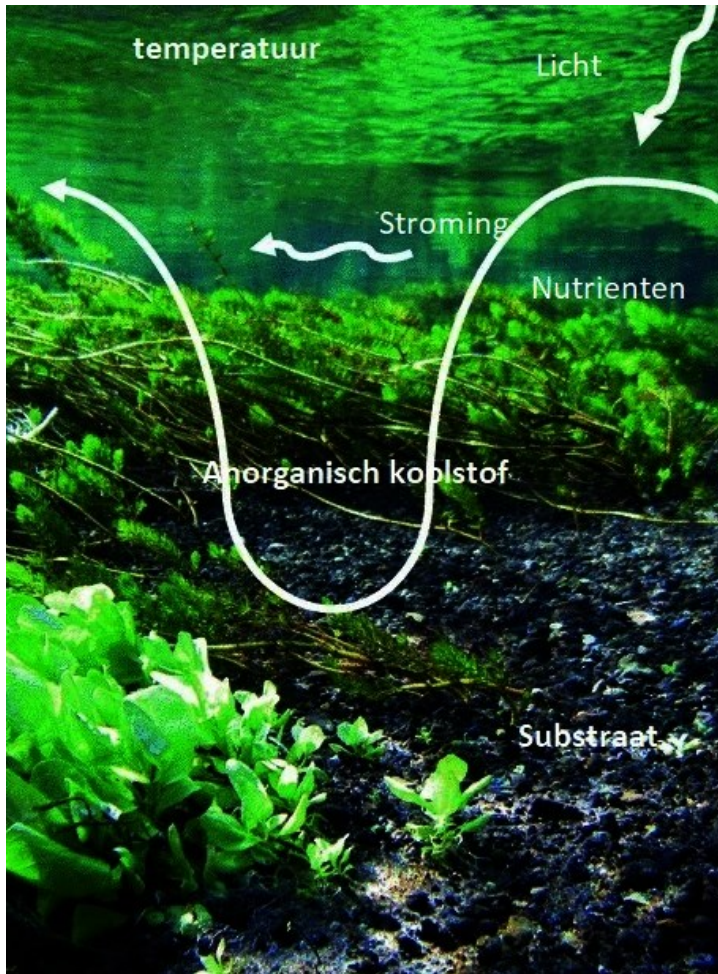
Slib wordt gedefinieerd als een type sediment met een korrelgrootte kleiner dan 62 μm (Silveira & Thomaz, 2015). Slib is dus de fijnste sedimentfractie. Het is de weke sediment laag die zich op de beekbodem kan ophopen (Van Gerven & Massop, 2020). Het aandeel aan organisch materiaal en de korrelgrootte van het sediment zijn beide eigenschappen van een sediment die bepalend zijn voor het succes van waterplanten (Silveira & Thomaz, 2015). De meeste waterplanten groeien slecht in grof sediment, bijv. grof zand of grind, vergeleken met fijn sediment. De reden hiervoor is dat in fijne sedimenten diffusie van nutriënten en uitwisseling tussen wortels en sediment groter is (Barko & Smart, 1986). Daarnaast speelt het percentage organisch materiaal een rol en beïnvloeden beide eigenschappen de distributie van waterplanten. Beide zijn ook positief gecorreleerd in aquatische ecosystemen. De korrelgrootte beïnvloedt verschillende fysische en chemische sedimenteigenschappen, zoals de al genoemde diffusie en uitwisseling van nutriënten, waardoor groei van waterplanten wordt bevorderd (Barko & Smart, 1986) en de mate van infiltratie en verlies van nutriënten uit het sediment die optreedt. Dit laatste proces is ondergeschikt in beken, waar vooral kwel en toestroom van water een rol spelen. Omdat het gehalte aan organisch materiaal en de korrelgrootte sterk gecorreleerd zijn, is het lastig de effecten van beide te bestuderen. Silveira & Thomaz (2015) hebben dit experimenteel kunnen doen en concludeerden dat de hoeveelheid organisch materiaal de grootste effecten had op de groei van waterplanten.

2.6.2 Stroomsnelheid, slibophoping en sedimentdynamiek

Stroomsnelheid / stroming – en daarmee minder regulering – heeft een groot effect op erosie- en sedimentatieprocessen en daarmee op de heterogeniteit van het substraat (Jones et al., 2012; Baattrup-Pedersen and Riis, 2002). Substraatheterogeniteit, gradiënten en verscheidenheid in habitats bevorderen diversiteit aan waterplanten (zie de inleiding). Het ontbreken van stroomsnelheid heeft daarmee vergaande gevolgen voor de heterogeniteit (diversiteit) in het substraat en in de processen die in beken normaliter plaatsvinden (dynamiek in stroming en afzetting en erosie van sediment, zoals erosies in buitenbochten; afzetting van laagjes slib in binnenbochten). Het ontbreken van deze dynamiek heeft effecten op fysische, chemische en morfologische factoren, die met elkaar samenhangen (Steffen et al., 2014). De aanwezigheid van te veel dynamiek in de vorm van piekafvoeren die een factor 10 hoger zijn dan de basisafvoer maakt dat de vegetatie compleet verdwijnt (Mebane et al., 2014). Te grote sediment-dynamiek werkt negatief uit op vegetatie. Waterplanten missen een substraat om goed in te wortelen als het sediment vaak wordt verplaatst of bestaat uit fijne sedimenten (slib). Deze laatste zijn vaak rijk aan nutriënten maar ook aan organisch materiaal waardoor zuurstofloosheid kan ontstaan in het substraat, met als gevolg kortere plantwortels (Raun et al. 2010). Daardoor zullen waterplanten nog sneller los spoelen. Daarmee heeft de stroomsnelheid-dynamiek een invloed op de aard en het voorkomen van vegetatie in een beek.

De verhouding tussen erosie en depositie in stromende wateren bepaalt in hoeverre sediment in stromende wateren wordt vast gehouden of getransporteerd door het systeem (Jones et al., 2012). Alhoewel erosie en depositie natuurlijke processen zijn in stromende wateren en bijdragen aan de natuurlijke dynamiek van deze wateren, is er de laatste decennia toenemende zorg over de toename van sedimentbelasting van deze systemen. Macrofyten spelen een dubbele rol als het gaat om afzetting en invloed van fijn sediment: enerzijds bevorderen wortelende waterplanten de invang van fijne sedimentdeeltjes, anderzijds heeft de afzetting van fijn slib direct en indirect effect op de waterplanten doordat hierdoor de lichtdoordringing wordt beïnvloed alsmede de structuur en samenstelling van het beekbed. Dit hangt vooral samen met de mate van depositie en de aard van

het materiaal dat wordt afgezet (Jones et al., 2012). De laatste auteurs geven aan dat de veranderingen in de waterplantenvegetaties als gevolg van afzettingen van fijn sediment gepaard gaan met een toename van de beschikbaarheid van nutriënten.



Figuur 1.1. Conceptueel model van factoren die de biomassa aan waterplanten beïnvloeden in stromende wateren in landbouwgebieden (uit Mebane et al., 2014). Dit conceptuele model benoemt en kwantificeert zoveel mogelijk de factoren die van invloed zijn op de groei van waterplanten in stromende wateren. Deze factoren zijn: stroming; licht; algen; anorganisch koolstof; temperatuur; nutriënten; substraat. Stroming: optimale abundantie van waterplanten wordt bereikt bij een stabiele stroming. Bij lage stroomsnelheden (tot 0.1 m/s) zal waterplantengroei worden gestimuleerd. Bij toenemende stroomsnelheden zal de waterplantengroei afnemen en deze zal verdwijnen bij stroomsnelheden groter dan 1 m/s. Licht is één van de limiterende factoren, naast opgelost anorganische koolstof. Algen zijn altijd op de bladeren van waterplanten aanwezig, maar de hoeveelheid ervan bepaald in hoeverre licht, anorganisch koolstof en nutriënten beperkt worden voor de waterplanten. Temperatuur: een hogere temperatuur zal in algemene zin de produktie verhogen, maar temperatuur optima variëren sterk per soort. Nutriënten: een algemeen aanvaard concept in stromende wateren is dat nutriënten zich stroomafwaarts spiraalsgewijs verplaatsen (zoals door de sinusvorm weergegeven in figuur 1.1): waterplanten nemen nutriënten op uit het water en geven deze af aan het sediment en het water, de nutriënten worden verder stroomafwaarts getransporteerd etc. Nutriënten in sediment: ijzer- en aluminium oxiden verminderen de beschikbaarheid aan fosfaat. Het sediment is meestal de primaire bron van fosfaat. Substraat: fijn sediment kan rijk zijn aan nutriënten maar ook aan organisch materiaal waardoor zuurstofloosheid kan ontstaan in het substraat, met als gevolg kortere plantwortels en het sneller los spoelen van waterplanten bij grote stroomsnelheden.

Figure 1.1. Conceptual model of factors influencing the biomass of aquatic plants streams in agricultural areas (from Mebane et al., 2014). This conceptual model identifies and quantifies the factors that influence the growth of aquatic plants in flowing waters as far as possible. These factors are: flow velocity; light; algae; inorganic carbon; temperature; nutrients; substrate. Flow velocity: optimum abundance of aquatic plants is achieved at a stable flow. At low flow velocities (up to 0.1 m/s), aquatic plant growth will be stimulated. With increasing flow velocity, aquatic plant growth will decrease and disappear at flow velocities greater than 1 m/s. Light is one of the limiting factors, in addition to dissolved inorganic carbon. Algae are always present on the leaves of aquatic plants, but their quantity determines the extent to which light, inorganic carbon and nutrients are limited for the aquatic plants. Temperature: a higher temperature will generally increase production, but temperature optima vary greatly between species. Nutrients: a generally accepted concept in flowing waters is that nutrients spiral downstream (as shown by the sinus in Figure 1.1): aquatic plants take up nutrients from the water and release them to the sediment and water, the nutrients are transported further downstream, etc. Nutrients in sediment: Iron and aluminium oxides reduce the availability of phosphate. The sediment is usually the primary source of phosphate. Substrate: Fine sediments can be rich in nutrients, but also in organic material, which can cause oxygen depletion in the substrate, resulting in shorter plant roots and water plants being washed away more quickly at high flow rates.



Figuur 1.2. Waterplanten verdwijnen wanneer het sediment onstabiel is en/of onvruchtbaar (té voedselarm). Bij toename van de beschikbaarheid aan nutriënten waarbij ook het sediment onstabiel is, nemen ondergedoken waterplanten af en treedt een ontwikkeling op naar drijvende matten van emergente waterplanten (naar: Jones et al., 2012).

Figure 1.2. Macrophytes disappear when the sediment is unstable and/or too low in nutrients. When nutrient availability increases and the sediment is still unstable, submerged aquatic plant communities decline and develop into floating mats of emergent aquatic plants (after: Jones et al., 2012).

2.6.3 Effecten van slib op beekvegetaties

Er is veel onderzoek gedaan naar de effecten van nutriënten in sedimenten en slib op beekvegetaties (voor een overzicht zie figuur 1.1. uit Mebane et al., 2014). Mebane et al. (2014) vonden een toename van de plantenbiomassa met de hoeveelheid beschikbare P in het sediment. Een aantal plantensoorten profiteert daarvan. Schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) neemt toe met een hogere concentratie van totaal stikstof, totaal fosfaat en bicarbonaat in het sediment. Waterranonkels (*Ranunculus* sp.) komen juist voor bij hogere stroomsnelheden waar veel minder

Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit
Grip op Beekslib

slib aanwezig is. Een toegenomen groei van macrofyten in fijn sediment is een response op nutriëntenbeschikbaarheid (Boeger, 1992). Dit blijkt ook uit ander onderzoek Silveira en Thomas (2015). Deze auteurs vergeleken de groei van een inheemse waterplant *Egeria* (*Egeria najas*) met de groei van een invasieve waterplant *Hydrilla* (*Hydrilla verticillata*). De groei van de inheemse waterplant *Egeria* nam continue toe over een gradiënt van toenemende concentraties aan organisch materiaal, terwijl de groei van de invasieve waterplant *Hydrilla* kwadratisch toenam over dezelfde gradiënt aan organisch materiaal. Hieruit kan geconcludeerd worden dat waterplanten profiteren van een toename in organisch materiaal (meer nutriënten beschikbaar), maar dat de genoemde invasieve waterplant hiervan veel meer profiteerde.

Sediment en slib zijn echter niet de enige factoren en het voorkomen van soorten waterplanten en de biomassa van deze soorten hangt ook af van de combinatie met andere factoren zoals al de genoemde stroming. Uit Mebane et al. (2014) blijkt dat Teer vederkruid (*Myriophyllum alterniflorum*) en Grote waterranonkel (*Ranunculus peltatus*) (doelsoorten uit de habitatrichtlijn) groeien op een nutriëntenarm sediment met een laag gehalte aan beschikbaar P in sediment, bij hogere stroomsnelheden en in ongereguleerde beken. Grote waterranonkel wordt aangetroffen bij een lage sediment pH, en lagere water- en sedimentconcentraties van andere kationen. Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) en Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) worden aangetroffen bij een hogere nutriëntenbeschikbaarheid, onder basenrijke omstandigheden en bij lage stroomsnelheden. Ook wordt Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) gekoppeld aan hoge turbiditeit en kan deze groeien bij lage lichtdoordringing (bijv. als gevolg van input van fijn sediment of algengroei). Baattrup-Pedersen et al. (2015) vonden dat eutrofiëring in beken gepaard gaat met het voorkomen van soorten die tolerant zijn voor een lage lichtbeschikbaarheid en groeien vanuit apicale groeimeristemen. Stomphoekig sterrenkroos (*Callitriche obtusangula*) en Schedefonteinkruid worden aangemerkt als soorten die niet gevoelig zijn voor lage lichtbeschikbaarheid onder water.

Alle doelsoorten in ons onderzoek zijn minder productieve soorten dan de meer algemene soorten. De meer algemene soorten hebben een aangepaste, horizontale groeistrategie nabij het wateroppervlak (Bloemendaal en Roelofs, 1988) en kunnen dus groeien in troebel water.

2.7 Beworteling en wortelontwikkeling

Of en in hoeverre waterplanten goed kunnen groeien bij hoge concentraties organisch materiaal, hangt sterk af van fysiologische aanpassingen van de waterplanten en de morfologie van de wortels. Dit laatste hangt vooral samen met de aanpassing van waterplanten aan anoxisch sediment. Een aantal waterplanten doen dit door zuurstof te alloceren naar de wortels (Pedersen et al., 1998). De theorie is geopperd dat dit zou kunnen samenhangen met de evolutie van een soort als deze heeft plaatsgevonden in bijv. warme, neotropische delen van de wereld waar hoge temperaturen en lage zuurstofgehalten algemeen zijn (Sousa et al., 2010). Van de exoot *Hydrilla* is gevonden dat deze soort specifiek aanpassingen heeft aan anaerobe omstandigheden, zoals toegenomen anaerobe respiratie in de wortels en veranderingen in koolstof- en stikstofmetabolisme in wortels (Wu et al, 2015). Van een aantal waterplanten zijn morfologische adaptaties beschreven aan anoxische condities. Voor ondergedoken waterplanten die in beken kunnen voorkomen en dus voor dit onderzoek relevant zijn, is dit bekend van Gekroesd fonteinkruid (*Potamogeton crispus*) en Doorgroeid fonteinkruid (*P. perfoliatus*). Zij vormen kortere wortels in organische sedimenten omdat kortere wortels de zuurstofvoorziening naar de apicale meristemen bevorderen (Raun et al. 2010).

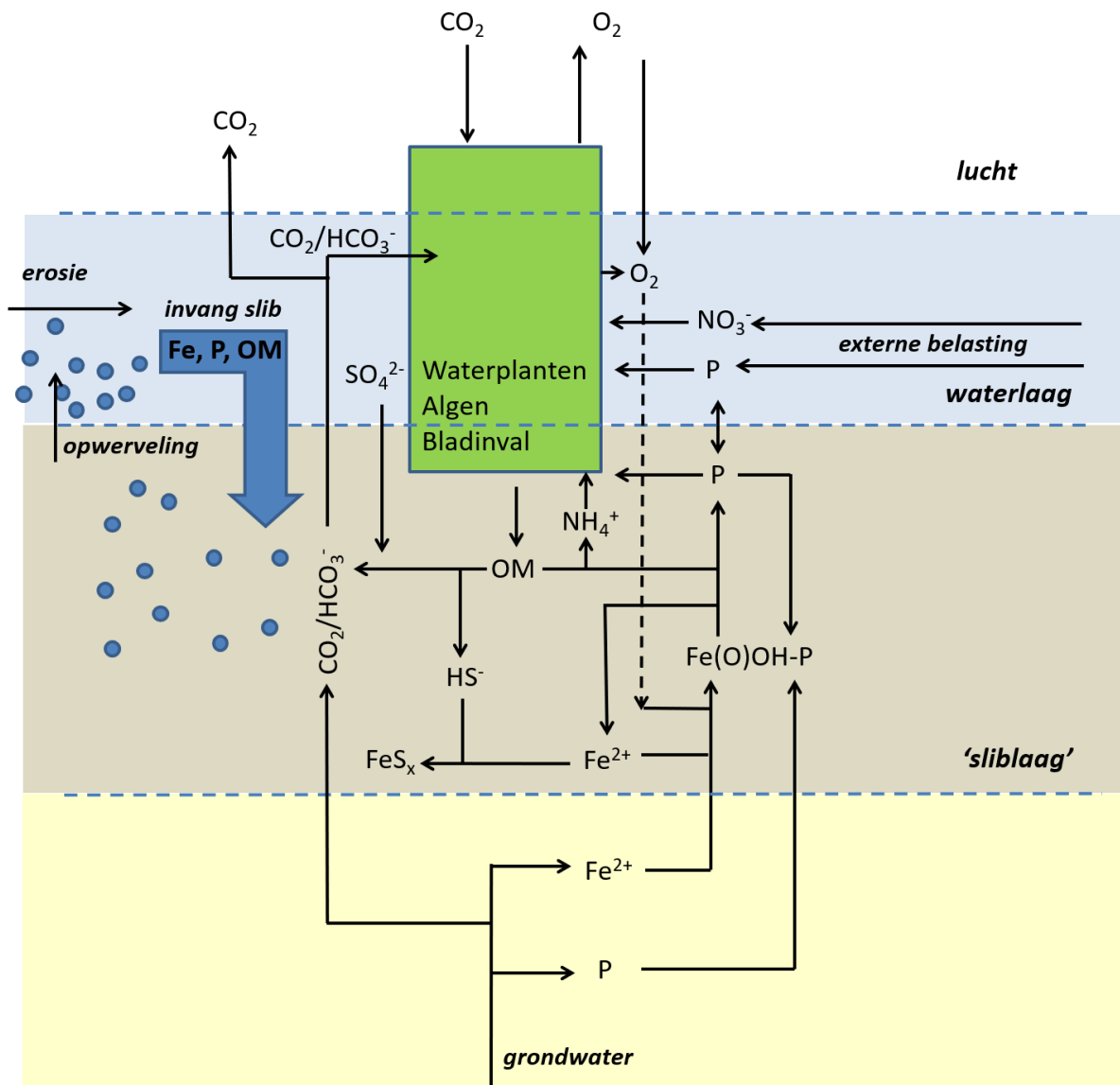
2.8 effecten slibophoping op waterbodchemie en chemische interacties slib en oppervlaktewater

Slib kan een verschillende herkomst hebben (Van Gerven & Massop, 2020), maar bevat in het algemeen veel goed-afbreekbaar organisch materiaal. Doordat dit materiaal afbreekt, wordt zuurstof in de sliblaag opgebruikt en is deze laag meestal anaeroob. Hierdoor zijn de concentraties van verschillende stoffen in het poriewater anders dan in de waterlaag of in een aerobe onderwaterbodem. Voor de afbraak van het organisch materiaal worden door micro-organismen 'alternatieve elektronenacceptoren' gebruikt in plaats van zuurstof, wanneer het zuurstof is opgebruikt. De gunstigste alternatieve elektronenacceptor is nitraat. In beken met een hoge nitraatconcentratie kan nitraat naar het slib diffunderen en daar verbruikt worden. Hoge nitraatconcentraties in het beekwater kunnen daarmee leiden tot een hogere afbraaksnelheid van het organisch materiaal in het slib.

Na nitraat worden mangaan(IV) en ijzer(III) gebruikt voor de afbraak. Met name ijzer kan in hoge concentraties in het slib voorkomen. Het kan worden afgezet als onderdeel van klei- en siltdeeltjes, maar ook via kwel worden aangevoerd. Ontvangt de beekbodem ijzerrijke kwel, dan wordt het ijzer uit de kwel aan het grensvlak tussen anaeroob en aerob (meestal tussen waterbodem en oppervlaktewater) geoxideerd. Het slaat dan neer als roestbruine ijzervlokken. Dit ijzer kan vervolgens weer gebruikt worden voor de afbraak van organische stof, waarbij het weer gereduceerd raakt. Het is dan weer oplosbaar. Hoge concentraties opgelost ijzer komen dus in het poriewater van het slib voor door afbraak van organisch materiaal, maar ook door aanvoer met anaeroob kwelwater. Het gedrag van mangaan is vergelijkbaar met dat van ijzer, zij het dat concentraties in bodemdeeltjes en in kwelwater een ordegrootte lager liggen dan voor ijzer. De laatste belangrijke elektronenacceptor is sulfaat. Sulfaat wordt bij de afbraak van organische stof omgezet in waterstofsulfide. Vrij waterstofsulfide (gekenmerkt door een rotte eierenlucht) kan al bij lage concentraties (10-100 $\mu\text{mol/l}$) toxisch zijn voor fauna en macrofyten. Sulfide slaat in het slib echter neer met kationen als ijzer en zink, waarna het niet meer toxisch is. Vanwege de hoge ijzerconcentraties in veel beekbodems, zullen er niet snel toxische concentraties sulfide ontstaan in beken.

Bij de afbraak van het organisch materiaal komt anorganisch koolstof vrij, waardoor de concentraties van zowel bicarbonaat als CO_2 in de sliblaag meestal hoog zijn. Door de hoge (bi)carbonaatconcentraties kan het poriewater verzadigd zijn ten aanzien van calciumcarbonaat en kan er in het slib een kalkneerslag ontstaan.

Er komt ook ammonium vrij bij de afbraak, wat door het ontbreken van zuurstof niet omgezet kan worden in nitraat. Hierdoor kan zich in de sliblaag veel ammonium ophopen. Ook fosfor (orthofosfaat) komt vrij bij de afbraak. Dit bindt onder aerobe omstandigheden goed aan ijzer. Onder anaerobe omstandigheden echter veel minder, waardoor er in het poriewater van het slib hoge concentraties fosfor voor kunnen komen. Ook fosfaat dat al aan ijzer(hydr)oxides gebonden was kan bij reductie van het ijzer vrijkomen in het poriewater. Indien er door de reductie van sulfaat ook veel waterstofsulfide vrijkomt kan er nog extra fosfaat vrijkomen door binding van sulfide aan ijzer.



Figuur 1.3. Samenvatting van de belangrijkste chemische processen in beekbodems met een sliblaag.

Figure 1.3. Summary of the most important chemical processes in stream beds with sludge.

Slib is het bovenste deel van de onderwaterbodem, dat al snel (onder de bovenste millimeters) anaeroob wordt. Vanuit het slib, waar de fosforconcentraties door afbraak van organisch materiaal vaak veel hoger zijn dan in het oppervlaktewater, kan nalevering van fosfor naar de waterlaag optreden (figuur 1.3). Omdat de waterlaag in beken meestal aerob is (er wordt voldoende zuurstof aangevoerd met het stromende water, in ieder geval in stromende beken), wordt ijzer aan het grensvlak van water en waterbodem geoxideerd. Dit geoxideerde ijzer bindt fosfaat goed. Deze zogenoemde 'ijzerval' op het grensvlak van water en waterbodem voorkomt dat de hoge concentraties fosfaat in het poriewater naar het oppervlaktewater kunnen diffunderen. Toch gebeurt dit wel met een klein deel van het fosfaat. Pas wanneer de verhouding tussen fosfor en ijzer in het poriewater erg ongunstig wordt (veel meer opgelost fosfor dan ijzer) wordt er fosfor uit de bodem nageleverd (Smolders et al., 2001; Geurts et al. 2010; Poelen et al., 2011). Als het oppervlaktewater echter ook anaeroob is, kan het fosfaat uit het poriewater vrijelijk naar het oppervlaktewater diffunderen door het ontbreken van deze ijzerval. Zulke omstandigheden kunnen in beken ook (tijdelijk) voorkomen, bijvoorbeeld door een zeer hoge organische belasting, door

afbraak van algen na een algenbloei of doordat drijvende planten zoals kroos de waterlaag afsluiten van de lucht. Dit laatste kan een rol spelen in sterk gemodificeerde en gekanaliseerde beken, of voor stuwen, waarin het water niet of nauwelijks stroomt en deels zelfs stil staat. Ook op de bodem woekerende waterplanten, zoals Grof hoornblad, zijn in staat een anaerobe laag te creëren tussen de waterbodem en de groeiende laag planten. Op deze manier zorgen de planten zelf voor een extra hoge fosforbeschikbaarheid (Geurts et al., 2008). Planten kunnen daarnaast met hun wortels nutriënten opnemen uit de sliblaag (reiken met hun wortels voorbij de ijzerval) en deze gebruiken om biomassa te vormen. Met name als planten afsterven, zoals in het najaar, kunnen deze nutriënten vrijkomen in het water.

Door de hoge concentraties koolstof kan er CO₂ en bicarbonaat naar de waterlaag diffunderen. In bicarbonaatarme beken vormt koolstof uit de waterbodem een belangrijke bron van koolstof. Op basis van het evenwicht met de CO₂-concentratie met de lucht zou de CO₂-concentratie slechts circa 16 µmol/l zijn (Madsen, 1993), maar in praktijk worden veel hogere CO₂-concentraties in deze wateren gemeten. Deze hogere koolstofconcentraties zijn kunnen onder andere afkomstig zijn uit koolstofaanvoer via grondwater en uit de onderwaterbodem. Een grote flux van anorganisch koolstof (het vrijkomen van een grote hoeveelheid anorganisch koolstof in een bepaald volume beekwater) kan echter juist in deze bicarbonaatarme beken een verschuiving in soortensamenstelling betekenen. Bij hogere bicarbonaatconcentraties krijgen ook bicarbonaatgebruikende planten een kans om te groeien; enerzijds kunnen zij voor een deel van hun koolstofbehoefte van het extra bicarbonaat gebruik maken en anderzijds profiteren zij ook van de hogere CO₂-concentraties, waardoor ze minder concurrentie ervaren van CO₂-gebruikende zachtwatersoorten die al bij lagere CO₂-concentraties voor kunnen komen.

Ook het in de sliblaag geproduceerde ammonium kan naar het water diffunderen of met toestromend grondwater vanuit de sliblaag meegevoerd worden naar de waterlaag. Hier wordt het onder aerobe omstandigheden vaak voor een deel omgezet in nitraat. Hiervoor geldt eveneens dat in stikstofarme wateren diffusie vanuit de waterbodem bij kan dragen aan een hogere beschikbaarheid in de waterlaag. Een hogere beschikbaarheid van nutriënten in de waterlaag kan ook een verschuiving veroorzaken van wortelende waterplanten naar drijvende planten en algen, die voor hun nutriëntenvoorziening volledig afhankelijk zijn van het oppervlaktewater. De samenstelling van de waterlaag heeft andersom ook invloed op de processen in de sliblaag: zuurstof, nitraat en sulfaat uit het oppervlaktewater komt in de sliblaag terecht, waar het wordt gebruikt voor de afbraak van de organische stof in de bodem. Omdat zuurstof en nitraat betere elektronenacceptoren zijn dan ijzer, kunnen hoge nitraatconcentraties in het beekwater er voor zorgen dat er minder ijzer gereduceerd wordt en dat er minder fosfor beschikbaar komt in het poriewater van het slib en in het beekwater.

De herkomst van het slib is van groot belang voor de samenstelling. Van slib in de beek dat ontstaat uit erosie van aanpalende landbouwgronden, kan aangenomen worden dat het zeer rijk is aan fosfaat. De herkomst van slib in beken wordt onderzocht in het Kennisimpuls-project Grip op Beekslib (o.a. Van Gerven & Massop, 2020).

2.9 Toxiciteit van de sliblaag voor waterplanten

Het wortelmilieu in de slibbodem van beken vormt dus een vrij extreem milieu dat meestal zeer hoge concentraties plantopneembare nutriënten stikstof (ammonium), fosfaat en koolstof bevat. Het betreft echter ook een anaeroob milieu, waardoor de condities voor wortelgroei ook lastig zijn. Er kan hier ook sprake zijn van toxiciteit. Hoewel wetlandsoorten beter aangepast zijn aan hoge ijzerconcentraties dan soorten van droge milieus, kan toxiciteit al optreden bij concentraties van 10 mg/l (180 µmol/l) voor gevoelige terrestrische wetland-soorten (Snowden & Wheeler, 1993). Ook bij ongevoelige soorten die goed aangepast zijn aan groeiplaatsen met ijzerrijke kwel, zoals

Liesgras (Loeb, 2008) kan er toxiciteit optreden bij ijzerconcentratie die circa 10x zo hoog zijn. Toxiciteit van hoge ijzerconcentraties in het poriewater van de beekbodem kan daarmee een competitief voordeel geven aan soorten die goed aan deze omstandigheden zijn aangepast. Sulfide, dat onder anaerobe condities gevormd wordt als sulfaat gebruikt wordt voor de afbraak van organische stof, is in de vorm van vrij (waterstof)sulfide (HS^-) al bij zeer lage concentraties (10-100 $\mu\text{mol/l}$) toxisch voor waterplanten. Omdat vrij sulfide geneutraliseerd wordt bij neerslag met ijzer, zal er alleen toxisch sulfide kunnen ontstaan in sliblagen met een laag ijzergehalte. In het algemeen is het daarom niet te verwachten dat sulfidotoxiciteit een rol zal spelen in de waterbodems van beken. Alleen onder stagnante omstandigheden in beken met ophoping van veel goed-afbreekbaar organische stof, lage ijzerconcentraties in het slib of beeksediment, en een hoge sulfaatconcentratie en lage nitraatconcentratie in het oppervlaktewater van de beek, zou sulfidotoxiciteit een rol kunnen spelen.

Van ammonium wordt vaak aangenomen dat het ook bij hoge concentraties toxisch is voor wortelende planten. Symptomen van toxiciteit door NH_4^+ zijn divers en kunnen bij gevoelige soorten optreden bij concentraties boven 100 – 500 $\mu\text{mol/l}$ (1,8 - 9 mg/l) in het poriewater (Britto & Kronzucker, 2002; Lamers et al., 2010). Het is echter de vraag of deze poriewaterconcentraties ook voor een toxische omgeving zorgen voor waterplanten als de waterlaag nauwelijks ammonium bevat. Zoals in 1.5.2 is aangegeven, is voor waterplanten ammonium energetisch gunstiger om op te nemen dan nitraat als stikstofbron. Ammonium in het porie- en oppervlaktewater is voor waterplanten dus niet in eerste instantie een toxische stof, maar juist een belangrijke stikstofbron. Ammonium wordt bij een hoge pH omgezet in het opgeloste gas ammonia (NH_3). Dit zal vooral in de waterlaag gebeuren als de pH daar als gevolg van fotosynthese kan stijgen tot waarden boven de 8, wat in beken echter niet heel veel voorkomt. Nitriet (NO_2^-) ontstaat onder zuurstofarme condities als ammonium niet volledig tot nitraat wordt geoxideerd. Zowel lage concentraties ammonia als nitriet zijn voor macrofauna en vissen al toxisch. Hoewel rekenprogramma's als AqMaD kunnen aangeven dat nitriet ook sturend is voor de waterplantengroei (De Vlieger et al., 2011), kunnen planten nitriet zelfs bij hoge concentraties nog als voedingsstof gebruiken (o.a. Agüera et al., 1990; Rawat et al., 2012). Bij gebruik van nitraat als stikstofbron maken planten zelf ook nitriet aan; de reductie van nitraat naar nitriet is de eerste stap in de nitraatreductase (zie 4.2 Vormen van N).

Met het slib kunnen zich door de ophoping van organische stof en ijzer ook zware metalen ophopen, doordat er veel specifieke oppervlakken zijn waar zware metalen aan kunnen adsorberen. Ook voor zware metalen geldt dat ze in eerste instantie toxisch zijn voor (macro)fauna en veel minder voor planten. Onderzoek aan de achteruitgang van waterplanten in grensbeken gaf weliswaar een correlatie aan met cadmium, maar dit was waarschijnlijk geen oorzakelijk verband omdat planten grote hoeveelheden zware metalen kunnen accumuleren zonder dat ze slechter groeien (Mesters, 1995). Effecten van koper, zink en lood werden op bijvoorbeeld Fonteinkruidsoorten (Gregor & Kautsky, 1991) aangetoond bij concentraties die 15 tot meer dan 200x hoger lagen dan in de veldstudie bemonsterde beken. Anaerobe condities in het sediment kunnen opname van metalen door waterplanten bevorderen en daarmee toxiciteit versterken.

2.10 Conclusies

Uit het uitgevoerde literatuuronderzoek kan geconcludeerd worden dat met slibophoping er in het algemeen een geschikt vestigingsmilieu is ontstaan voor snelgroeiende, eutrafente en bicarbonaatgebruikende waterplanten, die goed om kunnen gaan met eventuele toxiciteit van onder meer ijzer en ammonium en die ook de beschikbare nutriënten uit de sliblaag snel kunnen opnemen en gebruiken voor hun groei. De ophoping van slib en de effecten daarvan op het voorkomen en de groei van soorten waterplanten, is geen variabele die op zichzelf staat, maar hangt samen met de sterk veranderde hydromorfologische toestand van vele beken. Strooming en

de daarmee optredende variatie in substraten, luwe en sterk stromende habitats etc. is essentieel voor het goed functioneren van een beek en daarmee ook voor een goede chemische en biologische kwaliteit.

2.11 kennisleemtes

Ondanks de verbeterde oppervlaktewaterkwaliteit worden in veel beken doelen voor de ontwikkeling van kenmerkende beekvegetaties (KRW en N2000) niet gehaald. Daarnaast hebben veel beken te maken met woekering van algemene soorten. Omdat er in langzaam stromende beken vaak sprake is van slibophoping, waarvan wordt aangenomen dat dit de voedselrijkdom van de beekbodem verhoogt, is de vraag of slibophoping in beken een probleem vormt voor het vóórkomen van doelvegetaties.

Uit onderzoek van de Bekenwerkgroep Nederland blijkt dat een aantal kenmerkende beeksoorten tussen 1970 en 2005 is achteruitgegaan: Gevleugeld sterrenkroos, Teer vederkruid, Rossig fonteinkruid, Penseelbladige waterranonkel en Vlottende waterranonkel, terwijl Stomphoekig sterrenkroos, Haarfonteinkruid en Smalle waterpest juist toenamen (BWN, 2006; Van Dijk, 2008). Dit terwijl de meest vervuilde beken minder vuil zijn geworden. De kwaliteit van echt schone beken nam echter af. De beken zijn in het algemeen troebeler geworden en de bodem is sterker bedekt geraakt met een sliblaag (BWN, 2006).

In onderzoek in beken in de Achterhoek (Smolders et al., 2017) bleek dat de bedekking met waterplanten in de beek het sterkst gecorreleerd was met de P-concentratie in de onderwaterbodem en niet met P in het oppervlaktewater. Het betrof hier veelal begroeiingen met Smalle waterpest, Grof hoornblad of Brede waterpest, terwijl andere, meer kenmerkende soorten zoals Waterviolier en Glanzig fonteinkruid juist afnamen bij een hogere P-concentratie in de waterbodem. Dat de sliblaag veel rijker was aan P dan de onderliggende vaste waterbodem suggereerde dat de ophoping van slib leidt tot een sterkere groei van waterplanten, met name van ongewenste, woekerende soorten (Smolders et al., 2017) anderzijds kan de groei van waterplanten ook de invang van slib vergroten.

Om de rol van slib in het voorkomen van doel- en woekersoorten te verduidelijken, dienen de volgende vragen beantwoord te worden:

- wat is het verschil in kwaliteit tussen de sliblaag en de oorspronkelijke, onderliggende beekbodem?
- wat voor processen spelen zich in het slib af die deze kwaliteit verklaren?
- hoe beïnvloedt slibophoping de kwaliteit van het oppervlaktewater?
- onder welke omstandigheden komen specifieke submerse doelsoorten en algemene, woekerende soorten voor, vooral in relatie tot fosfor, nitraat en/of ammonium en koolstof in de vorm van CO₂ of bicarbonaat?
- (hoe) draagt slibophoping bij aan de ontwikkeling van woekering van algemene soorten en vermindering van kansen voor doelsoorten?

Deze vragen kunnen in correlatieve vorm onderzocht worden door middel van een veldstudie (zie Hoofdstuk 3 Veldonderzoek). Een veldstudie geeft ook inzicht in wat de kwaliteit van het slib in een deel van de beken in Nederland eigenlijk is. Verbanden die met behulp van een veldstudie gevonden worden, genereren hypothesen over processen en over mogelijke oorzaken van de matige kwaliteit van beekvegetaties in beken in Nederland. Deze hypothesen worden vervolgens getoetst met behulp van experimenten, waarmee causale verbanden kunnen worden gevonden.

3. Veldonderzoek

3.1 Inleiding

Ondanks de verbeterde oppervlaktewaterkwaliteit worden in veel beken doelen voor de ontwikkeling van kenmerkende beekvegetaties (KRW en N2000) niet gehaald. Daarnaast hebben veel beken te maken met woekering van algemene soorten. Omdat er in langzaam stromende beken vaak sprake is van slibophoping, waarvan wordt aangenomen dat dit de voedselrijkdom van de beekbodem verhoogt, is de vraag of slibophoping in beken een probleem vormt voor het vóórkomen van doelvegetaties. In dit onderzoek wordt dit middels een veldstudie verder onderzocht. De veldstudie is opgezet om de volgende vragen te beantwoorden:

- wat is het verschil in kwaliteit tussen een beekbodem met slib en de oorspronkelijke, onderliggende beekbodem?
- wat voor processen spelen zich in het slib af die deze kwaliteit verklaren?
- hoe beïnvloedt slibophoping de kwaliteit van het oppervlaktewater?
- onder welke omstandigheden komen specifieke submerse doelsoorten en algemene, woekerende soorten voor, vooral in relatie tot fosfor, nitraat en/of ammonium en koolstof in de vorm van CO₂ of bicarbonaat?
- (hoe) draagt slibophoping bij aan de ontwikkeling van woekering van algemene soorten en vermindering van kansen voor doelsoorten?

3.2 Materiaal en methode

3.2.1 Selectie locaties

Voor het onderzoek zijn we op zoek gegaan naar beekvegetatie met doelsoorten of met woekering (hoge bedekking) van bepaalde algemene soorten. In tabel 3.1 en 3.2 zijn deze soorten opgenomen. Omdat in de veldstudie een vast aantal locaties bemonsterd kon worden en er per soort voldoende gegevens nodig zijn om conclusies te trekken en omdat ondergedoken waterplanten de meest directe relatie met de oppervlaktewaterkwaliteit hebben, werd het onderzoek beperkt tot submerse soorten (soorten die minimaal een deel van hun bladeren een deel van het jaar onder het wateroppervlak hebben), en zijn geen doel- of woekervegetaties van emerse of drijvende soorten uitgekozen. Voorwaarde daarnaast was dat de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van de beek volgens de KRW-maatlatten in de klasse goed of zeer goed vielen. Voorkeur hadden locaties met en zonder slib in dezelfde beek, zodat de effecten van slib onderzocht konden worden bij éénzelfde oppervlaktewaterkwaliteit. Het was echter lastig om in elke beek dit soort locaties te vinden. Door de sliblaag en de onderliggende vaste waterbodem apart te bemonsteren, wordt echter eveneens een beeld verkregen van hoe de condities in de beekbodem zouden zijn zonder slib; de vaste waterbodem zou dan de toplaag vormen. Hierdoor kan ook worden vastgesteld hoeveel groter de nutriëntenconcentraties in de toplaag worden ten opzichte van de oorspronkelijke beekbodem door de ophoping van slib op de specifieke locaties. Een keerzijde van deze opzet van de bemonstering, is dat ook bij de dunne sliblagen alleen de sliblaag als toplaag (wortelmilieu) wordt beschouwd, terwijl een deel van de vegetatie ook dieper zal wortelen dan alleen in deze dunne sliblaag. Dit geeft mogelijk een overschatting van de nutriëntenbeschikbaarheid in beekbodems met dunne sliblagen.

Tabel 3.1. Gezochte doelsoorten in dit onderzoek. Met grijze achtergrond: aangetroffen in dit onderzoek als meest dominante soort op één of meerdere onderzoekslocaties.

Table 3.1. Species looked for in this study. In grey background: species found in one or more study sites.

Wetenschappelijk naam	Nederlandse naam
<i>Callitriche brutia</i>	Haaksterrenkroos
<i>Callitriche platycarpa</i>	Gewoon sterrenkroos
<i>Chara species</i>	Kransblad (spec.)
<i>Eleogiton fluitans</i>	Vlottende bies
<i>Elodea canadensis</i>	Brede waterpest
<i>Hottonia palustris</i>	Waterviolier
<i>Luronium natans</i>	Drijvende waterweegbree
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Teer vederkruid
<i>Nitella flexilis</i>	Buigzaam glanswier
<i>Nitella mucronata</i>	Puntdragend glanswier
<i>Potamogeton alpinus</i>	Rosig fonteinkruid
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	Klein fonteinkruid
<i>Potamogeton lucens</i>	Glanzig fonteinkruid
<i>Potamogeton mucronatus</i>	Paarbladig fonteinkruid
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Doorgroeid fonteinkruid
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Duizendknoopfonteinkruid
<i>Ranunculus aquatilis</i>	Fijne waterranonkel
<i>Ranunculus fluitans</i>	Vlottende waterranonkel
<i>Ranunculus hederaceus</i>	Klimopwaterranonkel
<i>Ranunculus peltatus</i>	Grote waterranonkel
<i>Ranunculus peltatus</i> var. <i>Heterophyllum</i>	Penseelbladige waterranonkel

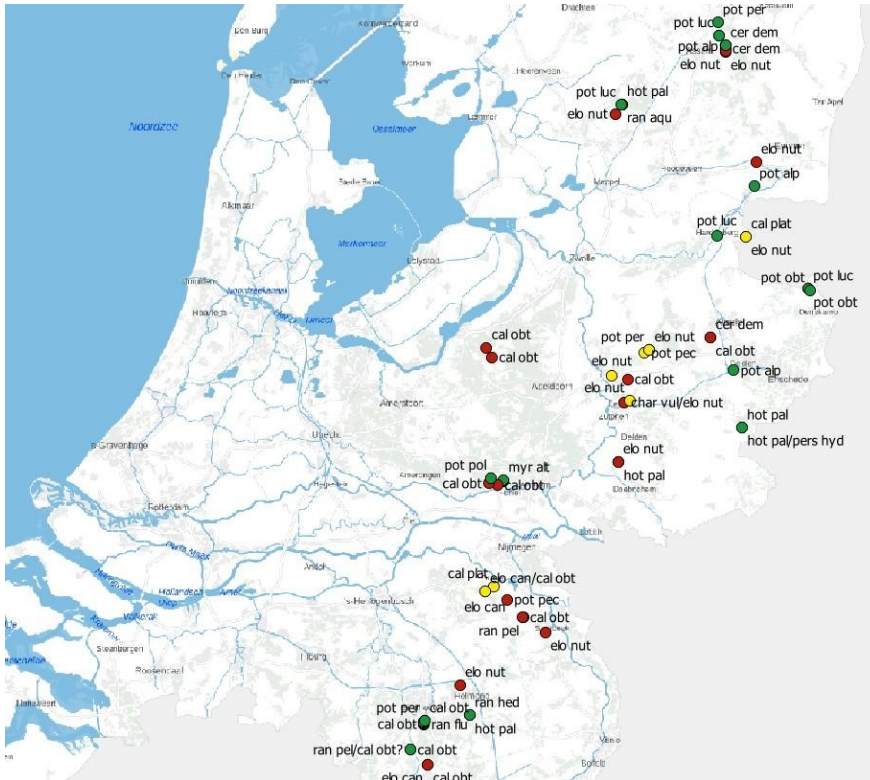
De locaties zijn in overleg met de betreffende waterschappen (tabel 3.3) geselecteerd. Hierbij werd een voorselectie gemaakt op grond van de kennis die bij de waterschappen aanwezig was in de vorm van veldkennis, macrofytenopnames of -in sommige N2000-gebieden- vegetatie- en habitatkarteringen. Vervolgens werd tijdens een gezamenlijk veldbezoek met de betreffende waterschappen een verdere selectie gemaakt. Hierbij zijn geen locaties opgenomen die recent gebaggerd waren. De bemonstering is uitgevoerd minimaal 2-4 weken na een maaibeurt.

Tabel 3.2. Gezochte soorten in woekerende (hoog-abundante) aanwezigheid. Met grijze achtergrond: aangetroffen in dit onderzoek als meest dominante soort op één of meerdere onderzoekslocaties.

Table 3.2. Rampant species (in high abundance) looked for in this study. In grey background: species found as most dominant species in one or more study sites.

Wetenschappelijk naam	Nederlandse naam
<i>Callitriche obtusangula</i>	Stomphoekig sterrenkroos
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Grof hoornblad
<i>Elodea nuttallii</i>	Smalle waterpest
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Aarvederkruid
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	Kransvederkruid
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Schedefonteinkruid
<i>Potamogeton pusillus</i>	Tenger fonteinkruid
<i>Potamogeton trichoides</i>	Haarfonteinkruid

Uiteindelijk werden 65 beeklocaties geselecteerd in de beheergebieden van zeven verschillende waterschappen (tabel 3.3). Het betrof 29 locaties met doelsoorten, 25 locaties met woekering en enkele situaties waarin zowel doelsoorten als woekerende soorten voorkwamen (figuur 3.1 & figuur 3.2).



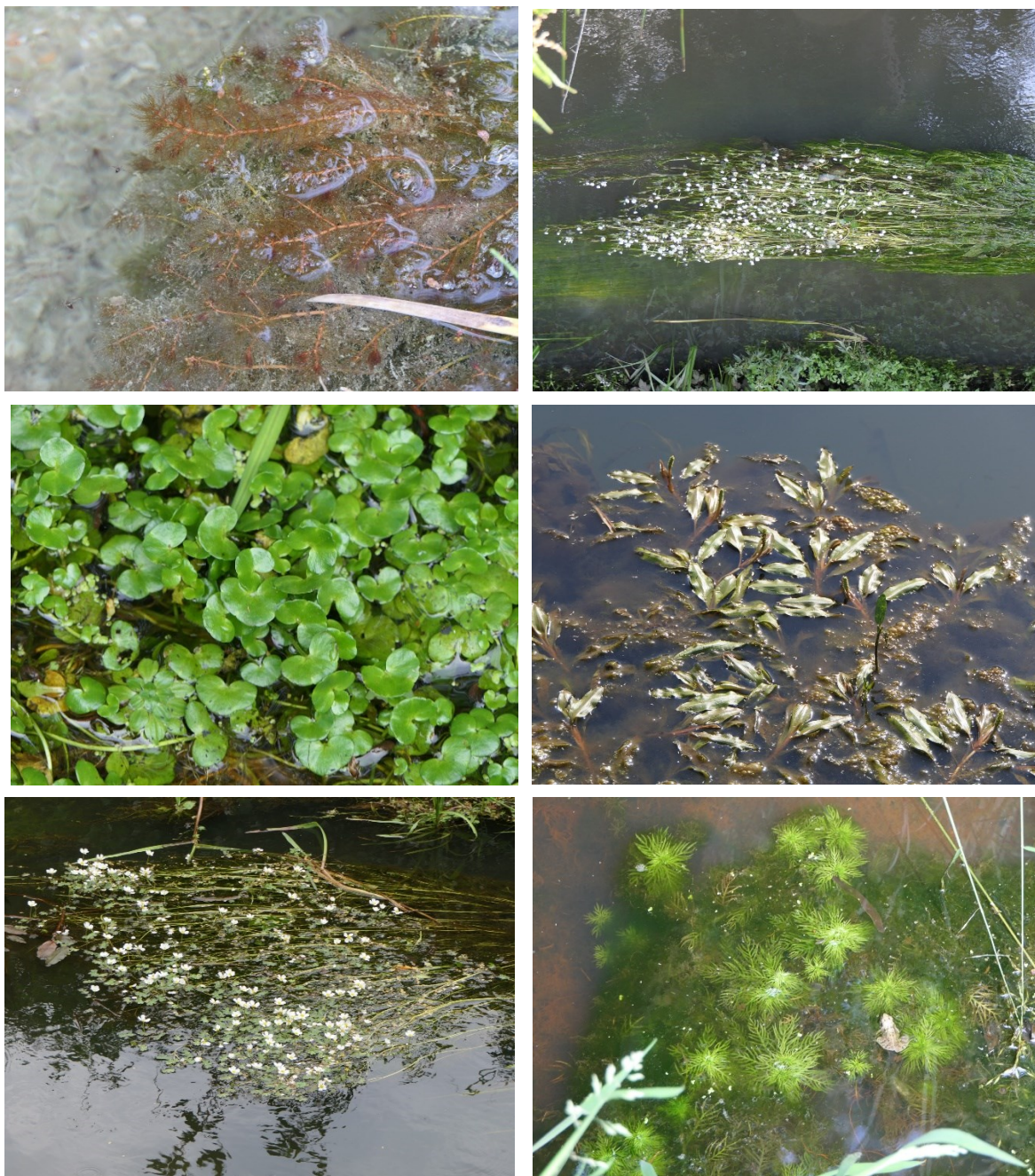
Figuur 3.1. Ligging van de geselecteerde locaties met daarbij de belangrijkste voorkomende submerse soort (afkortingen Wetenschappelijke namen). Locaties met doelsoorten zijn donkergroen gekleurd, locaties met woekering rood en locaties met zowel doelsoorten als een hoge bedekking met algemene soorten zijn geel gekleurd. Gedetailleerde kaarten met de ligging en nummering van de monsterpunten zijn opgenomen in Bijlage 4.

Figure 3.1. Location of the selected sites with the most important submerged species (scientific names in abbreviation). Sites with target species in dark green, sites with rampant species are coloured red and sites with both target species and high abundance of common species are coloured yellow. Detailed maps showing the location and numbering of sampling points are included in Appendix 4.

Tabel 3.3. *Beken die in dit onderzoek zijn opgenomen en het aantal bemonsterde locaties in deze beken. Locaties kunnen binnen een beek enkele meters tot enkele kilometers uiteen liggen.*

Table 3.3. *Studied streams and the number of sites in this streams. Sites could be located several meters to several kilometers apart.*

naam beek	Waterschap	aantal locaties
Goorloop	Aa en Maas	1
Hoge Raam	Aa en Maas	3
Lage Raam	Aa en Maas	3
Oeffeltse Raam	Aa en Maas	1
Vleutloop	Aa en Maas	2
Keersop	De Dommel	2
Tongelreep	De Dommel	8
Soestwetering	Drents Overijsselse Delta	4
Vledder Aa	Drents Overijsselse Delta	4
Gasterense Diep/Rolderdiep	Hunze en Aa's	9
Zeegserloopje	Hunze en Aa's	1
Dortherbeek	Rijn en IJssel	2
Eefsche Beek	Rijn en IJssel	2
Grote Beek	Rijn en IJssel	2
Koffijgoot	Rijn en IJssel	2
Heelsumse Beek	Vallei en Veluwe	3
Molenbeek	Vallei en Veluwe	1
Renkumse Beek	Vallei en Veluwe	2
Hierdense Beek	Vallei en Veluwe	2
Doorbraak	Vechtstromen	2
Drostendiep	Vechtstromen	1
Gele beek	Vechtstromen	3
Hagmolenbeek	Vechtstromen	1
Oude Drostendiep	Vechtstromen	1
Radewijkerbeek	Vechtstromen	3



Figuur 3.2. Voorbeelden van aangetroffen doelsoorten: Teer vederkruid (linksboven), Vlottende waterranonkel (rechtsboven), Klimopwaterranonkel (midden links), Rossig fonteinkruid (midden rechts), Grote waterranonkel (linksonder) en Waterviolier (rechtsonder). Foto's: Dick Belgers.
 Figure 3.3. Examples of target species in this study: *Myriophyllum alterniflorum* (upper left), *Ranunculus fluitans* (upper right), *Ranunculus hederaceus* (middel left), *Potamogeton alpinus* (middle right), *Ranunculus peltatus* (bottom left) and *Hottonia palustris* (bottom right). Pictures: Dick Belgers.

3.2.2 Veldwerkzaamheden

Het veldwerk werd in juni 2019 uitgevoerd, behalve in de beken in het beheergebied van Waterschap Vechtstromen en in de Eefsche Beek, waar het veldwerk in september 2019 werd uitgevoerd. Tijdens het veldwerk werd een plot uitgekozen van circa 50x50 tot 80x 200 cm (afhankelijk van de heterogeniteit van de vegetatie) met een uniforme vegetatie, waarin een vegetatie-opname gemaakt werd. De bedekkingen van soorten werden hier als percentage bedekking van de waterbodem geschat. Van de beek werden de dimensies genoteerd: breedte van het natte profiel, diepte op de monsterlocatie, slibdikte en een inschatting van de stroomsnelheid in ordinale klassen (tabel 3.4). De klassen zijn slechts klassen en kunnen niet gekoppeld worden aan een exacte stroomsnelheid. Daarnaast was de stroomsnelheid slechts een momentopname. Het veldwerk is verricht in de droge zomer van 2019. Daarmee is de stroomsnelheid niet representatief voor de stroomsnelheid jaarrond of op momenten van piekbelasting, en ook lager dan in een gemiddelde zomer.

Tabel 3.4. *Indeling in ordinale klassen stroomsnelheid met omschrijving. De stroomsnelheid is een momentopname op het moment van bemonstering en is daarom beperkt tot een grove indeling.*

Table 3.4. *Description of ordinal classes of flow velocity. The flow velocity is a snapshot at the moment of sampling and is therefore limited to a rough classification.*

klasse stroomsnelheid	omschrijving
0	stroomt niet
1	stroomt (zwak)
2	stroomt redelijk
3	stroomt redelijk-snel
4	stroomt snel

Met een zuigerboor werd het slib -indien aanwezig- en de onderliggende vaste waterbodem (figuur 3.3 en 3.4) bemonsterd. Onder de sliblaag werd de weke waterbodem verstaan die bovenop de harde waterbodem aanwezig was. Als de sliblaag meer dan 20 cm dik was, werd alleen de bovenste 20 cm meegenomen. Eerst werd daarbij gekeken op welke waterdiepte de sliblaag begon. Op deze diepte tot een diepte van maximaal 20 cm werd materiaal opgezogen rond het monsterpunt. Indien de sliblaag erg dun was en er ook onderliggend sediment werd meegenomen, werd dit sediment eerst uit de zuigerboor verwijderd. De monsters werden overgebracht in kleine emmers, die geheel werden gevuld met slib of onderliggend sediment en vervolgens met een deksel werden afgesloten (figuur 3.5). In de deksel werd een klein gaatje geboord, waarna met een teflon rhizonsampler in het veld of onderweg poriewater werd bemonsterd. De vaste fase van de bodem werd gebruikt voor organische stofbepaling, zoutextractie en totaal-destructie.



Figuur 3.3. *Monstername van slib en vaste waterbodem. Foto: Dick Belgers.*
Figure 3.3. *Sampling of sludge and stream bottom sediment. Picture: Dick Belgers.*



Figuur 3.4. *Vaste waterbodem in de zuigerboor. Foto: Dick Belgers.*
Figure 3.4. *Stream bottom sediment in de piston sampler. Picture: Dick Belgers.*



Figuur 3.5. Vullen van sedimentemmer met slib. Foto: Dick Belgers.
Figure 3.5. Filling a sediment bucket with silt. Picture: Dick Belgers.

Ook van het plantmateriaal werd een monster genomen (figuur 3.6). Dit werd gedaan van een vast oppervlak, zodat de bovengrondse biomassa per oppervlakte-eenheid kon worden bepaald. Hierbij werd al het plantmateriaal dat op deze plek wortelde, meegenomen. Meestal betrof het een oppervlak van 50 x 50 cm, maar bij zeldzame soorten en/of soorten die op de locatie zelf maar beperkt voorkwamen, werd een monster van een kleiner oppervlak genomen. Het plantmateriaal werd meegenomen naar het lab, waar het schoon werd gespoeld, de wortels werden verwijderd en het materiaal vers en na drogen bij 60 °C werd gewogen. Het gedroogde materiaal werd gemalen en gebuikt voor totaalanalyses.



Figuur 3.6. *Monsternamen plantmateriaal van een vast oppervlak. Foto: Dick Belgers.*

Figure 3.6. *Sampling plant material from a fixed area. Picture: Dick Belgers.*

Van een deel van de locaties werd een oppervlaktewatermonster genomen. De keuze hiervoor werd bepaald door wat er reeds beschikbaar was aan oppervlaktewateranalyses vanuit de waterschappen, en of er in dit onderzoek al van andere locaties dicht in de buurt reeds een oppervlaktewatermonster werd genomen.

3.2.3 Labwerkzaamheden

Bodemanalyses

Vochtpercentage, organische-stofconcentratie en bodemdichtheid
Het vochtpercentage van het verse bodemmateriaal werd via het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door in duplo bodemmateriaal te drogen gedurende 24 uur bij 70°C. Uit het vaste volume van deze bakjes werd de bodemdichtheid berekend. De bodemdichtheid wordt gebruikt om de gemeten concentraties per bodemvolume uit te drukken, zodat er een beter beeld verkregen kan worden van de daadwerkelijk voor planten beschikbare concentraties dan uitgedrukt per massa-eenheid. De fractie organische stof in de bodem werd berekend door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal, na drogen, gedurende 4 uur verast in een oven bij 550°C. Het gloeiverlies komt goed overeen met de fractie organisch materiaal in de bodem.

Bodemdestructie

Door de bodem te destructuren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen/nutriënten in het bodemmateriaal te bepalen. Hiervoor werd 200 mg fijngemalen gedroogde bodem afgewogen in teflon destructievaatjes. Aan het bodemmateriaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3 , 65%) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2 , 30%) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestruerd in gesloten teflon vaatjes en na afkoelen werden het destructaat nauwkeurig overgebracht en aangevuld tot 100 ml met milliQ water. De monsters werden in polyethyleenpotjes bij 4 °C bewaard voor verdere analyse.

Zoutextractie (NaCl-extractie)

Bij een natriumchloride(zout)-extractie worden aan het bodemadsorptiecomplex gebonden kationen verdrongen door natrium. Met deze extractie kan onder andere de pH, ammonium- en nitraatbeschikbaarheid van de bodem bepaald worden en de concentratie kationen aan het

kationadsorptiecomplex van de bodem. Voor een zoutextractie werd aan 17,5 gram verse bodem 50 ml 0,2 M natriumchloride (NaCl) toegevoegd. Gedurende 60 minuten werden de monsters uitgeschud op een schudmachine (100 r.p.m.) waarna de pH werd gemeten. Het supernatant werd onder vacuüm verzameld met behulp van teflon rhizons en bewaard bij 4°C tot verdere analyse. Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde bodemmateriaal fijngemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenanalyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

Wateranalyses

Poriewater werd aan de waterbodems op het lab onttrokken met behulp van rhizonsamplers die via een passend gat in de deksel van de container werden ingebracht.

Voor de analyse van vrij (waterstof)sulfide werd anaeroob aan een afgesloten vacuüm gezogen glazen buisje van 12 ml met 0,5 ml 1 M HCl ongeveer 5 ml poriewater toegevoegd. De sulfideconcentratie in het poriewater werd bepaald door de H₂S-concentratie in headspace van de gasbuizen te meten met een GC-MS (Agilent) en deze concentratie terug te rekenen naar de concentratie in het bemonsterde poriewater.

De pH van het grond-, porie- en oppervlaktewater werd gemeten met een standaard Ag/AgCl-elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC, som van CO₂ en HCO₃⁻) werd bepaald met behulp van infrarood gasanalyse (ABB Advance Optima IRGA). De concentraties CO₂ en HCO₃⁻ werden met behulp van het pH-evenwicht berekend uit de concentraties totaal anorganisch koolstof. De alkaliniteit v het oppervlaktewater werd bepaald door een deel van het monster te titreren met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De monsters voor de autoanalyser werden bewaard bij een temperatuur van -20 °C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP werden aangezuurd voor analyse en gekoeld bewaard bij 4 °C. De waterstofsulfideconcentratie werd bepaald met behulp van een specifieke gaschromatograaf en vervolgens teruggerekend naar het oorspronkelijke volume van het poriewater.

Biomassa-analyses

De biomassa van de vegetatie werd op eenzelfde manier verwerkt als de bodem voor een totaal-destructie en een C/N-analyse.

Chemische analyses

De analyses van calcium (Ca), magnesium (Mg), ijzer (Fe), aluminium (Al), silicium (Si), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S), arseen (As), boor (B), cadmium (Cd), chroom (Cr), kobalt (Co), koper (Cu), kwik (Hg), molybdeen (Mo), nikkel (Ni), lood (Pb), strontium (Sr) en zink (Zn) werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ICP-OES, ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO₃⁻) en ammonium (NH₄⁺) en fosfaat (PO₄³⁻) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat of ammoniummolybdaat en ascorbinezuur. De concentratie chloride (Cl⁻) werd colorimetrisch bepaald met een Bran+Luebbe auto-analyser III met behulp van resp. mercuritiocyanide, en ammoniummolybdaat en ascorbinezuur. Natrium (Na⁺) en kalium (K⁺) werd vlamfotometrisch bepaald met een Sherwood Model 420 Flame Photometer.

3.2.4 Gebruikte datasets voor analyses van de standplaatsfactoren per plantensoort

Voor de analyse van de slibkwaliteit en de vergelijking met de kwaliteit van de onderliggende waterbodem werden alleen de gegevens van dit veldonderzoek gebruikt. Om meer gegevens te verkrijgen over de standplaatsen van specifieke soorten, is echter ook gebruik gemaakt van databases die verzameld zijn in het kader van andere onderzoeken, waarin de bemonstering op vergelijkbare wijze is uitgevoerd. Dit betreft het onderzoek naar Waterplanten en Waterkwaliteit

(Roelofs & Van Geest, in prep.), onderzoek naar beken in de Achterhoek (Smolders et al., 2017), onderzoek aan Vlottende waterranonkel (Loeb & Van Rossum, eigen data) en onderzoek naar Drijvende waterweegbree (Lucassen, 2007) (tabel 3.5). Hierbij werd gebruik gemaakt van de gegevens die afkomstig waren uit beken en niet van gegevens die uit andere wateren afkomstig waren.

Het volgende stappenplan werd bij het opbouwen van de dataset gevolgd:

- elk meetpunt werd gekoppeld aan één soort. Dit was de soort die op die plek het meest abundant was. Indien er sprake was van co-dominantie dan werd het meetpunt gekoppeld aan maximaal 2 soorten;
- een meetpunt werd alleen aan een woekersoort (tabel 3.2) gekoppeld indien deze niet alleen de meest abundante soort was, maar ook minimaal een bedekking van 50% van de opname haalde. Hiermee kan woekering van soorten gekoppeld worden aan de standplaats;
- er zijn geen monsterpunten gebruikt waar geen submerse doelsoorten aanwezig waren, of geen abundante submerse woekerende soorten;
- alleen soorten die minimaal 4x bemonsterd zijn in de gezamenlijke datasets zijn meegenomen in de verwerking. Een uitzondering hierop werd gemaakt voor Haaksterrenkroos, Teer vederkruid (beide 1 waarneming) en Fijne waterranonkel (2 waarnemingen), omdat dit voor het beleid belangrijke soorten zijn. Bij de interpretatie van de gegevens van deze soorten dient er dus echter rekening mee gehouden te worden dat de data een grote onzekerheidsmarge hebben;
- in niet alle datasets en niet van alle monsterpunten binnen de datasets zijn dezelfde parameters gemeten als in het veldonderzoek (tabel 3.5). Hierdoor zijn er niet van alle opgenomen submerse soorten van elke parameter evenveel gegevens beschikbaar. De aantallen wordt bij de betreffende figuren aangegeven.

Tabel 3.5. Typen gegevens uit de gebruikte datasets voor de analyse per plantensoort.

Table 3.5. Types of data used for the analysis per species from the used datasets.

Dataset	Dimensies beek	stroomsnelheid	slibdikte	Kwaliteit oppervlakte- en poriewater	Totaaldestructie toplaa	NaCl-extractie toplaa	biomassaproductie	Kwaliteit plantmateriaal	Aantal gebruikte records
OBN Grip op beekslib	x	x	x	x	x	x	x	x	65
Waterplanten & Waterkwaliteit	x	x		x	x			x	53
Vlottende waterranonkel	x	x	x	x	x	x		x	12
Beken Achterhoek				x	x		x	x	20
Drijvende waterweegbree				x	x	x		x	10

3.2.5 Uitgevoerde analyses

Met de hierboven beschreven gegevens zijn de onderzoeksvragen als volgt beantwoord:

1. wat is het verschil in kwaliteit tussen een beekbodem met slib en de oorspronkelijke, onderliggende beekbodem?

Om deze vraag te beantwoorden is eerst gekeken naar de karakteristieken van de sliblaag: hoe dik was deze, verschilde de dikte afhankelijk van de stroomsnelheid en was het dan vooral organisch

slib of ijzerrijk slib dat bleef liggen in langzamer stromende systemen? Vervolgens is gekeken waarin de sliblaag in chemische samenstelling verschilde van de onderliggende, vaste waterbodem. Omdat er ook een grote invloed is van het beekstelsel op de samenstelling van slib en van de onderwaterbodem, zijn vervolgens in een aantal verschillende beken locaties zonder en met afzetting van slib binnen dezelfde beek met elkaar vergeleken, zodat de rol van het beekstelsel in de verschillen in samenstelling kleiner wordt.

2. wat voor processen spelen zich in het beeksediment af die de kwaliteit van het onderwatersediment verklaren?

Hierbij is gekeken naar de samenhang tussen elementen in de onderwaterbodem. Van stikstof, fosfor en zwavel is onderzocht of de concentratie ervan verklaard kon worden door hogere concentraties organische stof of ijzer, waar slib voor een deel uit bestaat.

3. hoe beïnvloedt slibophoping de kwaliteit van het oppervlaktewater?

Omdat slib meer nutriënten bevat dan oppervlaktewater, zou de sliblaag de waterkwaliteit kunnen beïnvloeden. We hebben daarom gekeken naar de concentraties van anorganisch stikstof en koolstof en van fosfor in het poriewater van de onderwaterbodem en van het bijbehorende oppervlaktewater om te zien of er een verschil was in de concentraties tussen het sediment en het oppervlaktewater, en of er een relatie was tussen concentraties in beide compartimenten. Omdat anorganisch koolstof in het oppervlaktewater een samenhang leek te hebben met de concentraties in het poriewater, is vervolgens een vergelijking gemaakt tussen de bicarbonaatconcentraties in het oppervlaktewater en verschillende slibdiktes.

4. onder welke omstandigheden komen specifieke submerse doelsoorten en algemene, woekerende soorten voor, vooral in relatie tot fosfor, nitraat en/of ammonium en koolstof in de vorm van CO₂ of bicarbonaat?

Met behulp van de in het veld verzamelde gegevens over de standplaatsen van deze soorten, aangevuld met gegevens uit andere databases (zie 'gebruikte datasets') zijn de gemiddelde standplaatsvereisten van de onderzochte soorten weergegeven. Hierin is ook gekeken naar de slibdikte waar deze soorten bij voorkwamen, en de mogelijk sturende parameters waarvan in het onderzoek bleek dat zij samenhangen met de aanwezigheid van slib. Gegevens over de nutriëntenconcentraties in het plantmateriaal en de samenhang van deze concentraties met nutriëntenconcentraties in het slib en het oppervlaktewater zijn verder uitgewerkt in Bijlage 5.

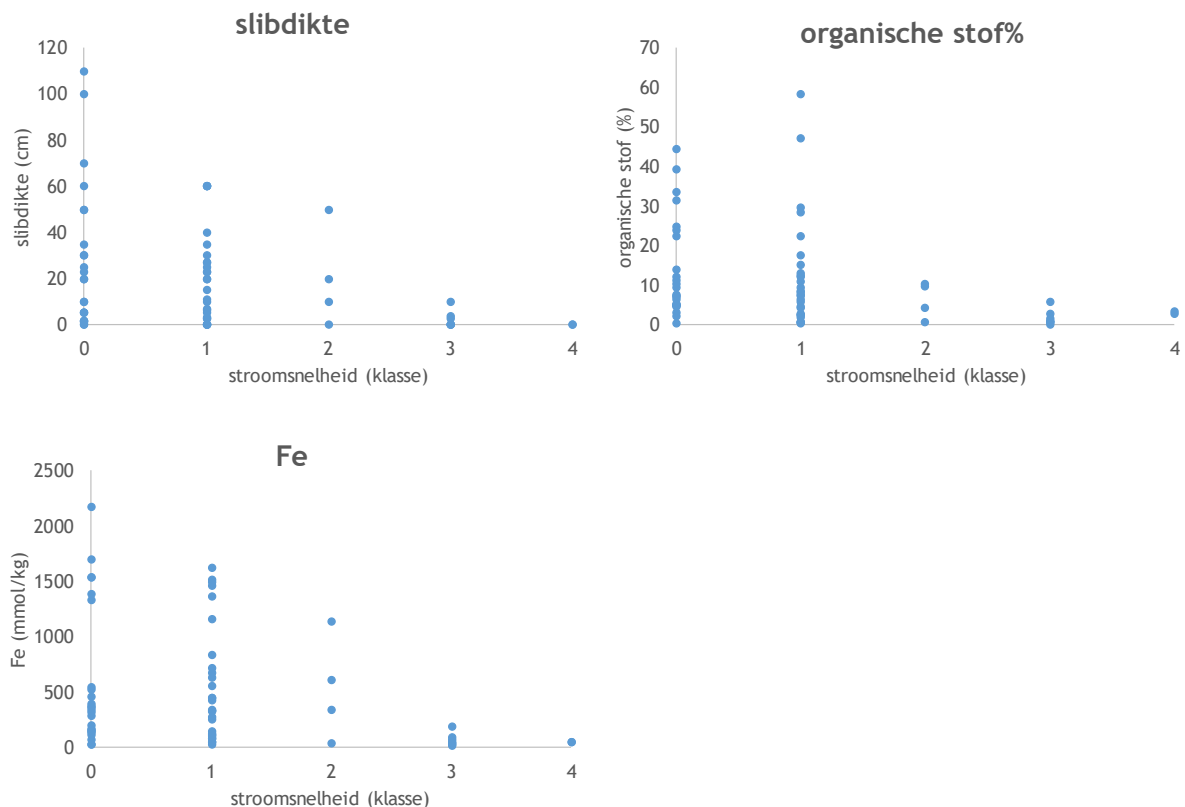
5. (hoe) draagt slibophoping bij aan de ontwikkeling van woekering van algemene soorten en vermindering van kansen voor doelsoorten?

Bij de uitwerking van onderzoeksvraag 4 is gekeken naar de preferenties van soorten voor slibdikte en parameters waarvan bij 1. bepaald is dat ze samenhangen met de ophoping van slib.

3.3 Resultaten veldonderzoek

3.3.1 Kwaliteit slib en oorspronkelijke beekbodem

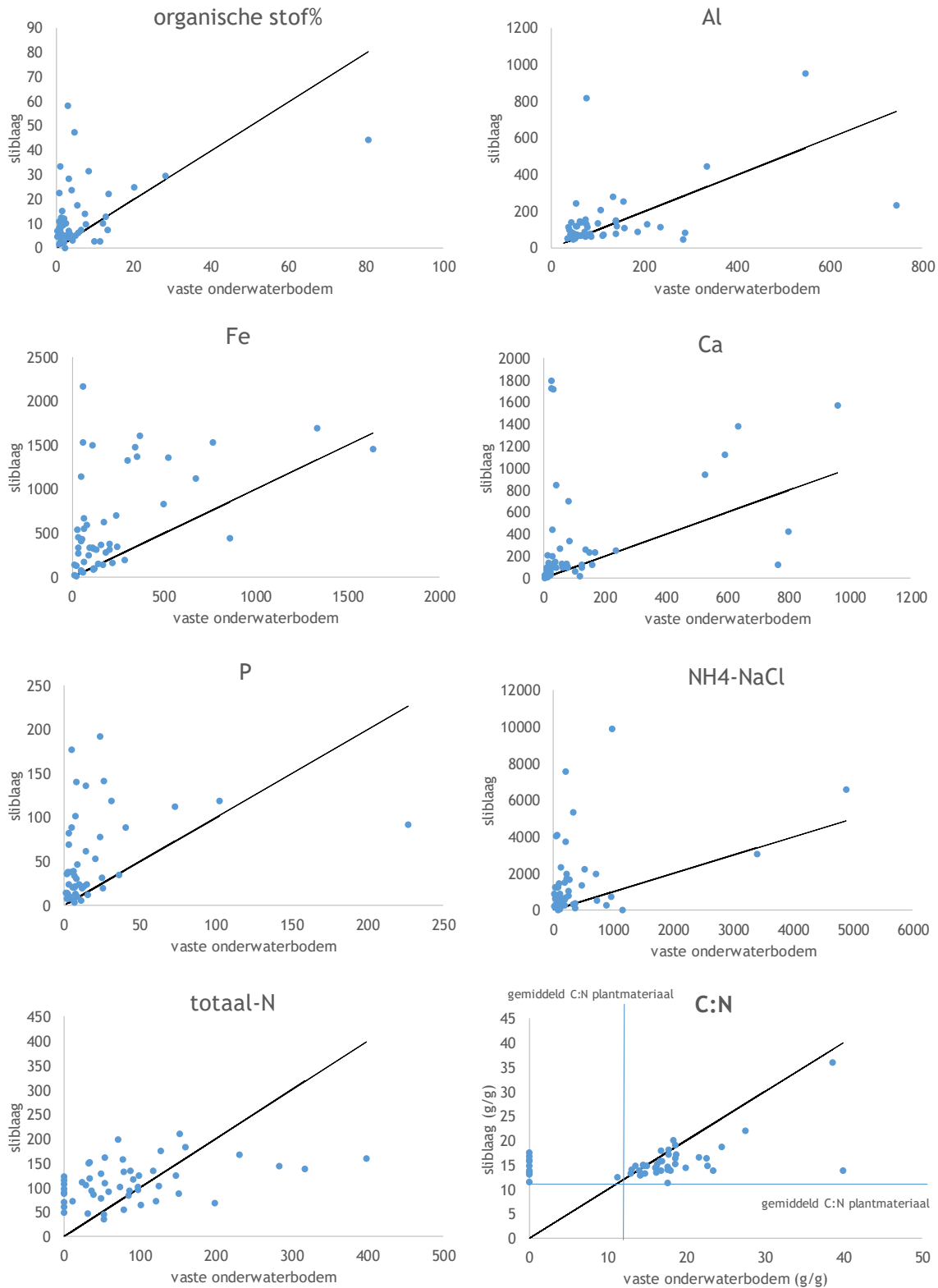
De sliblaag die op de onderzoekslocaties werd aangetroffen was tot 110 cm dik. Op 14 locaties lag geen slib. Dikke sliblagen werden alleen aangetroffen op locaties waar er weinig of geen stroming was (figuur 3.7). Op de locaties waar de beken redelijk snel tot snel stroomden, was er niet of nauwelijks sprake van slibophoping; hier werd maximaal 10 cm slib aangetroffen. Ook de samenstelling van de sliblaag hing samen met de stroomsnelheid: in de sneller stromende beken was het slib vooral van minerale oorsprong, terwijl dit op de zwakstromende en stilstaande locaties veel organische stof (tot wel 60%) kon bevatten. Het sliblaagje dat nog aanwezig was op de sneller stromende locaties (Tongelreep, Hierdense beek en Renkumse beek), werd ook niet gevormd door ijzeroxides. De concentraties ijzer op deze locaties was namelijk vrij laag. Dit kan te maken hebben met een kleine aanvoer van ijzer via opkwelend grondwater, maar kan, net als bij de lage organische stofgehaltenes, ook te maken hebben met het wegspoelen van deze lichte afzettingen door de stroming. Op de zwakker stromende locaties waren er plekken waar zich in het slib zeer veel ijzer ophoopte: dit was onder andere het geval in het Rolderdiep, de Dortherbeek, Oeffeltse Raam, Vledder Aa, Eefsche beek en de Soestwetering.



Figuur 3.7. Aangetroffen slibdiktes, organische-stofpercentage en ijzerconcentratie in de toplaag bij verschillende stroomsnelheden (0 = geen stroming, 4 = harde stroming).

Figure 3.7. Sludge thicknesses, organic matter content and iron concentration in the topsoil at different flow velocities (0 = no flow, 4 = fast flow).

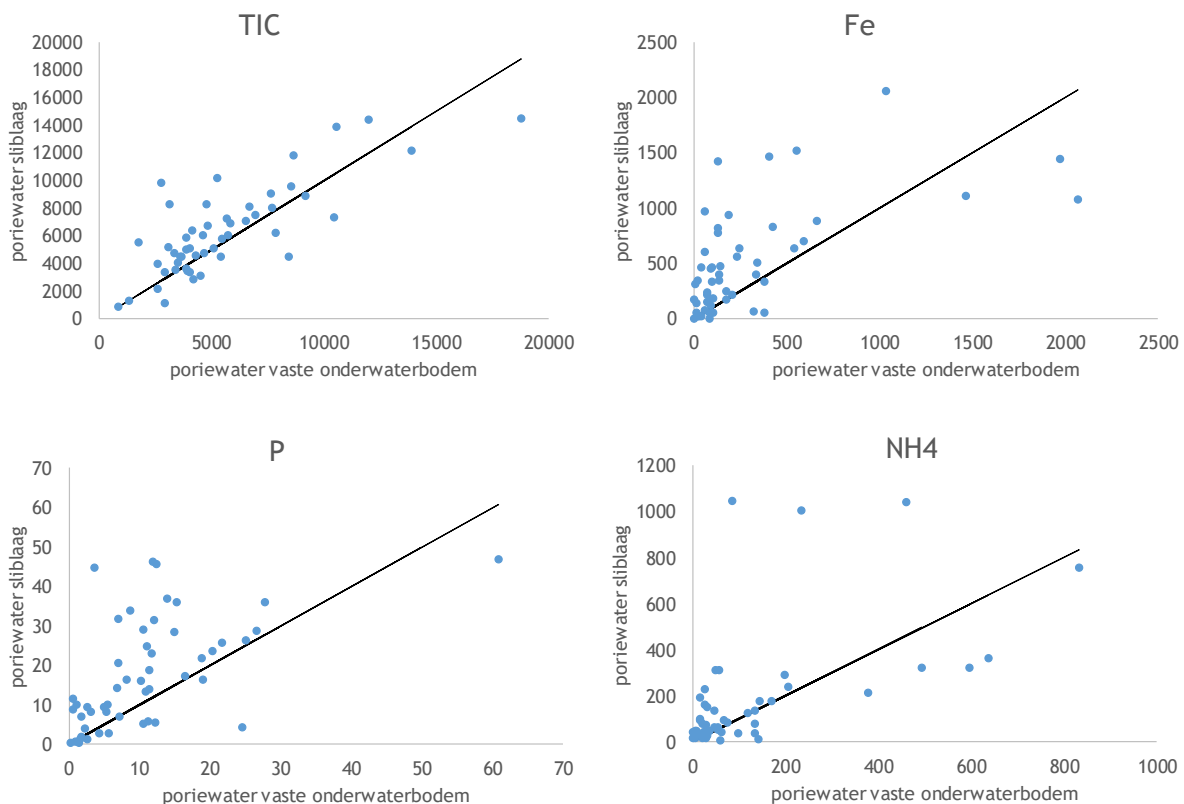
Het slib was -enkele locaties daargelaten- veel organischer van aard dan de onderliggende waterbodem (figuur 3.8). Ook wat betreft siltgehalte (fijne, lemige deeltjes, geïndiceerd door de concentratie aluminium) weken de sliblagen vaak af van de onderliggende waterbodem. Op de meeste locaties was het siltgehalte in het slib hoger dan het siltgehalte van de onderliggende bodem, maar er waren ook locaties waar het siltgehalte in het slib opvallend lager was dan in de onderliggende vaste bodem. De ijzerconcentratie in de sliblaag was regelmatig vele malen hoger dan in de onderliggende waterbodem. Omdat de sliblaag het grensvlak vormt tussen de anaerobe waterbodem en de zuurstofrijke waterlaag, is dit de plek waar het ijzer dat via toestromend grondwater wordt aangevoerd, oxideert en zich afzet. Ook calciumgehalten waren regelmatig hoger. Dit kan verklaard worden door afzetting van kalk (calciumcarbonaat) dat ontstaat als er in het poriewater oververzadiging van calcium en carbonaat door hoge bicarbonaatconcentraties, samenhangend met een hoge afbraak van organisch materiaal. Het slib was veel rijker aan fosfor dan het onderliggende sediment. 35% van de bemonsterde sliblagen had een zeer hoge concentratie P van meer dan 50 mmol/kg droge stof. De sliblaag was rijker aan stikstof dan de vast bodem en had een lagere C:N-verhouding. Hiermee had de sliblaag een C:N-verhouding die dichter bij de verhouding lag die in het levende plantmateriaal werd gemeten en werd deze lager naarmate er meer organische stof aanwezig was. Ook ammoniumconcentraties ($\text{NH}_4\text{-NaCl}$) waren vele malen hoger in de sliblaag dan in de onderliggende vaste waterbodem.



Figuur 3.8. Vergelijking van de vaste onderwaterbodem met de sliblaag met betrekking tot het organische stofgehalte (massa%), totaalconcentraties aluminium, ijzer, calcium, fosfor (mmol/kg ds), NaCl-extraheerbaar NH_4 $\mu\text{mol/kg ds}$, totaal-stikstof (mmol/kg ds) en de C:N-verhouding (g/g) (waarden onder detectielimiet in vaste onderwaterbodem zijn weergegeven als 0). De zwarte lijn geeft de 1:1-lijn weer. Van punten die boven deze lijn vallen, heeft de sliblaag een hogere concentratie dan de vaste waterbodem.

Figure 3.8. Comparison of the stream bottom with the sludge layer with respect to organic matter content (mass %), total concentrations of aluminium, iron, calcium, phosphorus (mmol/kg dw), NaCl extractable NH_4 $\mu\text{mol/kg dw}$, total nitrogen (mmol/kg dw) and the C:N ratio (g/g) (values below detection limit the stream bottom are shown as 0). The black line represents the 1:1 line. From points falling above this line, the sludge layer has a higher concentration than the solid bottom.

In vergelijking met het poriewater van de vaste waterbodem had het poriewater van de sliblaag een gemiddeld 1,2 x hogere concentratie totaal anorganisch koolstof, een 4,4x zo hoge ijzerconcentratie, 2,9 x zoveel fosfor en gemiddeld 3,4x zoveel ammonium (figuur 3.9).



Figuur 3.9. Vergelijking van de concentratie in het poriewater in de vaste onderwaterbodem en de sliblaag van tussen totaal anorganisch koolstof (TIC), ijzer, fosfor en ammonium ($\mu\text{mol/l}$). De zwarte lijn geeft de 1:1-lijn weer. Van punten die boven deze lijn vallen, heeft het poriewater van de sliblaag een hogere concentratie dan de vaste waterbodem.

Figure 3.9. Comparison of the concentration in the stream bottom with the sludge layer of total inorganic carbon (TIC), iron, phosphorus and ammonium ($\mu\text{mol/l}$) in the pore water. The black line represents the 1:1 line. From points that fall above this line, the pore water of the sludge layer has a higher concentration than the stream bottom.

3.3.2 Vergelijking binnen beeksystemen

Om het verschil in kwaliteit tussen een beekbodem met slib en de oorspronkelijke, onderliggende beekbodem te kunnen vergelijken binnen eenzelfde afvoerregime en oppervlaktewatersamenstelling, werden in zes beeklopen vrij dicht bij elkaar (binnen enkele kilometers) locaties met en zonder slib bemonsterd (tabel 3.6). Door deze locaties onderling te vergelijken, kunnen we zien of de relaties tussen slib, waterbodemkwaliteit en vegetatie, zoals hiervoor beschreven, ook binnen een beekloop worden aangetroffen.

In de Keersop werd op de locatie zonder slib Grote waterranonkel aangetroffen, en iets stroomafwaarts Stomphoekig sterrenkroos op een sliblaag van ongeveer 7 cm dik. In de Tongelreep werden twee trajecten bemonsterd: één in de middenloop en één in de bovenloop. In middenloop werden op plekken zonder slib vegetaties met Vlottende waterranonkel, Stomphoekig sterrenkroos en Doorgroeid fonteinkruid bemonsterd. Op een zeer dun sliblaagje van 2,5 cm werd ook nog Vlottende waterranonkel aangetroffen, en op een sliblaagje van 3,5 cm Stomphoekig sterrenkroos. Ook bij een sliblaag van 10 cm dikte werd hier Stomphoekig sterrenkroos aangetroffen. Stroomopwaarts stond Stomphoekig sterrenkroos op een sliblaag van eveneens 10 cm, en hier vlak naast Brede waterpest op een stuk zonder slib. In de Lage Raam stond Stomphoekig sterrenkroos op een locatie zonder slib, Schedefonteinkruid op een dun sliblaagje van 2,5 cm en Grote waterranonkel in een zeer dichte vegetatie met andere soorten op een sliblaag van 60 cm dik. Bovenstreams in de Vledder Aa stond Waterviolier op een kwelplek. Iets stroomafwaarts was sprake van een sliblaag van 30 cm dik waarop een vegetatie met Glanzig fonteinkruid werd bemonsterd en nog verder stroomafwaarts een vegetatie die uit Smalle waterpest bestond. In de Radewijkerbeek werd Gewoon sterrenkroos aangetroffen op een locatie zonder slib en Glanzig fonteinkruid op een dun sliblaagje van 5 cm. Op een dikke sliblaag domineerde Smalle waterpest.

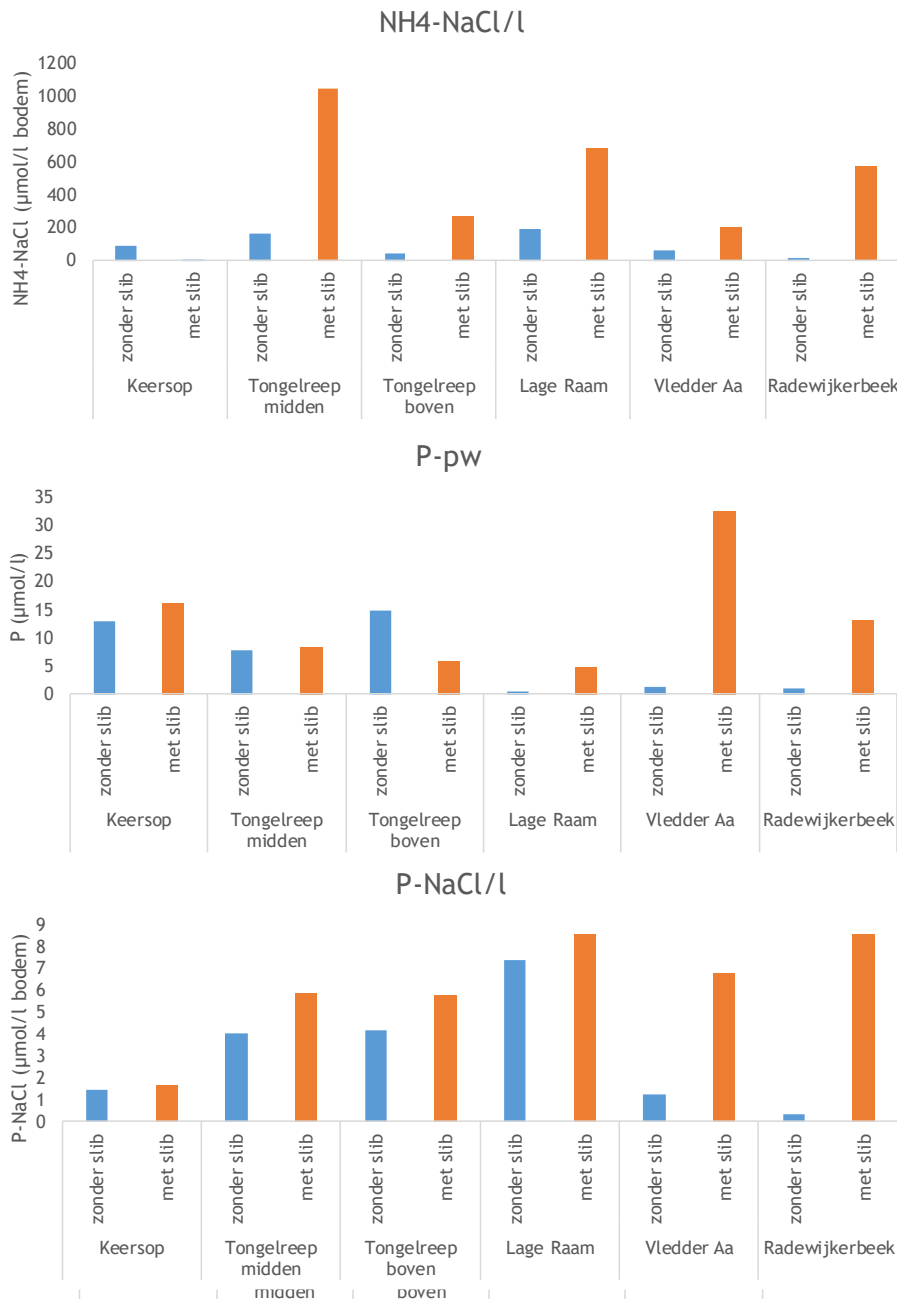
Tabel 3.6. *Beek(traject), locaties zonder en met slib, de dikte van de sliblaag en de meest abundante submerse soort. Doelsoorten zijn vetgedrukt; woekersoorten schuingedrukt.*

Table 3.6. *Stream (section), locations with and without silt, the thickness of the silt layer and the most abundant submerged species. Target species are printed in bold; rampant species in italics.*

Beek	Locaties	dikte sliblaag	Soorten
Keersop	Nr 25	0	grote waterranonkel
	Nr 26	7	gewoon sterrenkroos
Tongelreep (middenloop)	nr 26A	0	doorgroeid fonteinkruid
	Nrs 20, 26.1, 19	2,5-10	<i>stomphoekig sterrenkroos</i> , vlottende waterranonkel
Tongelreep (bovenloop)	Nr 22	0	brede waterpest
	Nr 23	10	<i>stomphoekig sterrenkroos</i>
Lage Raam	Nr 34A	0	<i>stomphoekig sterrenkroos</i>
	Nrs 34&35	2,5-60	<i>schedefonteinkruid</i> , grote waterranonkel
Vledder Aa	Nr 42A	0	waterviolier
	Nrs 42B & 43	30	<i>smalle waterpest</i> , glanzig fonteinkruid
Radewijker Beek	62	0	gewoon sterrenkroos
	63, 61	5-70	glanzig fonteinkruid , <i>smalle waterpest</i>

De aanwezigheid van slib leidde tot een duidelijk andere samenstelling van de waterbodem dan op de plekken zonder de sliblaag (figuur 3.10). In het poriewater werd veel meer P gemeten; op de meeste plekken circa 1,5 tot 28x zoveel), veel meer ammonium (tot 49x zoveel) en in de meeste beken meer anorganisch koolstof (tot 3x zoveel; in de Vledder Aa juist minder omdat er kwel optrad op de locatie zonder slib). Ook in de bodemmatrix werd meer beschikbaar P en NH₄ aangetroffen. Dit was op volumebasis tot 18 en tot 50x zoveel. Hierbij was geen duidelijke samenhang met de dikte van de sliblaag; ook in dunne sliblagen kon er sprake zijn van veel meer van deze nutriënten. Wel opvallend was dat op de plekken waar er doelsoorten stonden op de

sliblaag (Vlottende waterranonkel in de Tongelreep, Grote waterranonkel in de Lage Raam) de sliblaag minder rijk aan plant-beschikbaar P en N leek te zijn dan de sliblaag op plekken met algemenere soorten als Smalle waterpest, Stomphoekig sterrenkroos en Schedefonteinkruid, en soms zelfs minder rijk dan de bemonsterde locatie zonder slib.

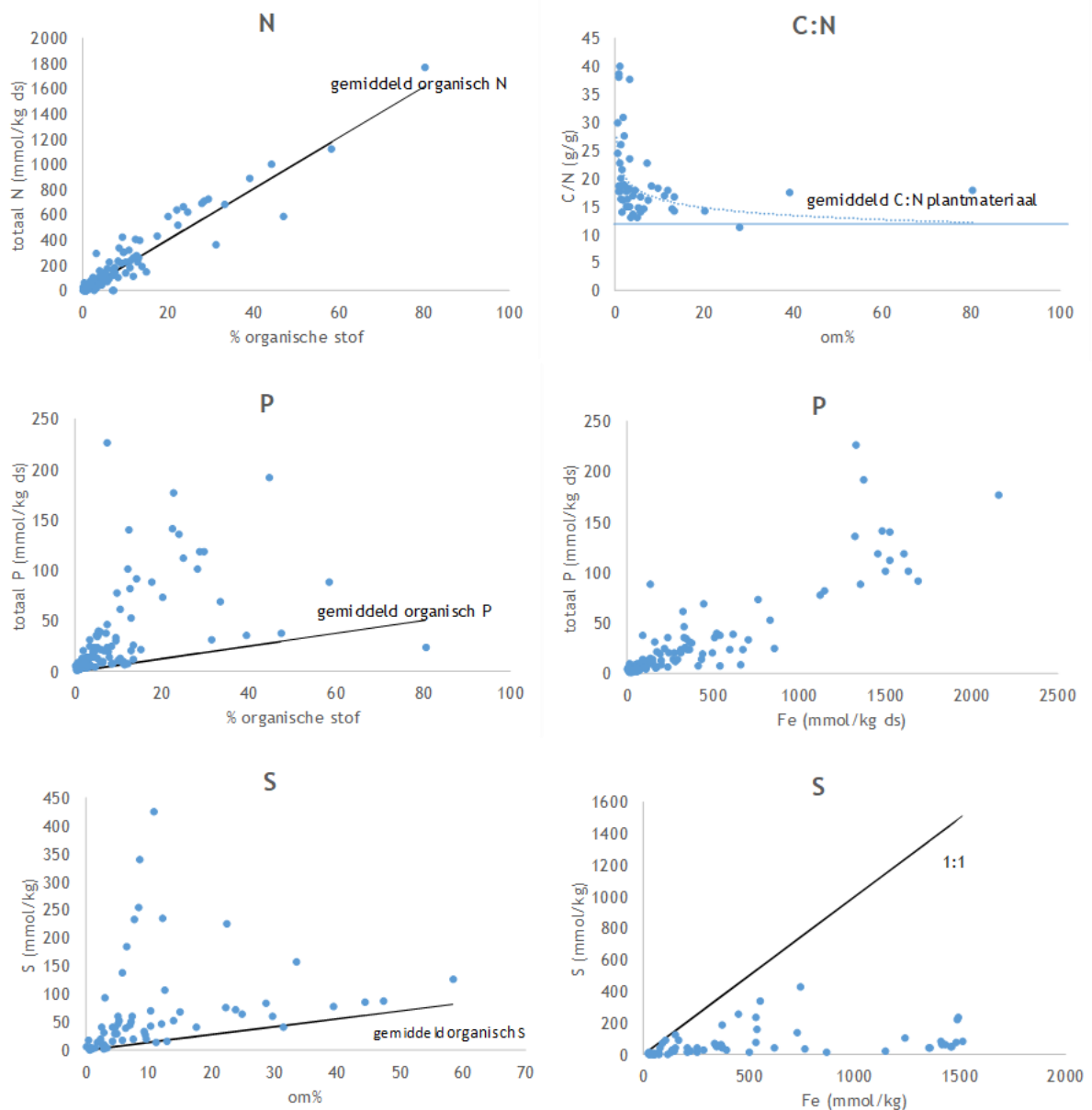


Figuur 3.10. Vergelijking van de poriewaterconcentraties TIC, NH₄ en P, en de bodemconcentraties P-NaCl en NH₄-NaCl in beeksystemen waarin locaties zonder en met slib bemonsterd zijn.

Figure 3.10. Comparison of pore water concentrations of TIC, NH₄ and P, and soil concentrations of P-NaCl and NH₄-NaCl in streams in which sites with and without sludge were sampled.

3.3.3 Processen die de samenstelling van het sediment bepalen

Het stikstof dat in de toplaag aanwezig was, betrof grotendeels organisch stikstof. Hoe meer organische stof, hoe meer stikstof er in de waterbodem zat. De verhouding tussen stikstof en organische stof was ongeveer gelijk aan de gemiddelde verhouding waarin stikstof in het levende plantmateriaal aanwezig is (figuur 3.11). Voor P gold dat niet; er zat veel meer P in de bodem dan op grond van het plantmateriaal verwacht zou worden. De P-concentratie in de bodem hing echter sterk samen met de ijzerconcentratie, wat aannemelijk maakt dat het hier grotendeels om ijzergebonden fosfaat gaat. Dit ijzer kan afkomstig zijn van neerslag van ijzer dat met anaeroob grondwater wordt aangevoerd, lokaal of in het bovenstroomse gebied. Het kan echter ook in de beek terecht zijn gekomen door sedimentatie van geërodeerde bodemdeeltjes van het omliggende land. De zeer hoge waarden die gemeten werden voor ijzer en calcium (in elk geval boven circa 600 $\mu\text{mol/l}$) kunnen verklaard worden door de aanvoer door kwel en de neerslag van ijzer als ijzer(hydr)oxides en de neerslag van calcium als calciumcarbonaat (kalk). Dit hoeft dus niet in de beek zelf te zijn gebeurd, maar kan ook hebben plaatsgevonden op de aanliggende gronden in het beekdal, waarna bodems via erosie in de beek terecht is gekomen. Verder onderzoek in het project van de Kennisimpuls kan hier meer inzicht in geven. Ook voor zwavel geldt dat de beekbodem meer bevatte dan alleen zwavel in organisch materiaal. Dit suggereert dat er hier sulfidevorming heeft plaatsgevonden, dat in de onderwaterbodem is vastgelegd aan ijzer en andere metalen. Omdat er in de beekbodem echter (veel) meer ijzer aanwezig is dan zwavel, is er geen sprake van het vrijkomen van het toxische vrij waterstofsulfide.



Figuur 3.11. Relatie tussen het percentage organische stof en de totaal-stikstofconcentratie, C:N-verhouding, totaal-P-concentratie, en totaal-S-concentratie, en de verhouding tussen totaal-ijzer en totaal-fosfor en totaal-ijzer en totaal-zwavel in de toplaag van de onderwaterbodem. De zwarte lijnen en blauwe lijn geven de gemiddelde samenstelling van het plantmateriaal in dit onderzoek weer (gestreepte blauwe lijn is de trendlijn), en bij de relatie ijzer-zwavel de 1:1-lijn (mol/mol). om%= organische-stofpercentage.

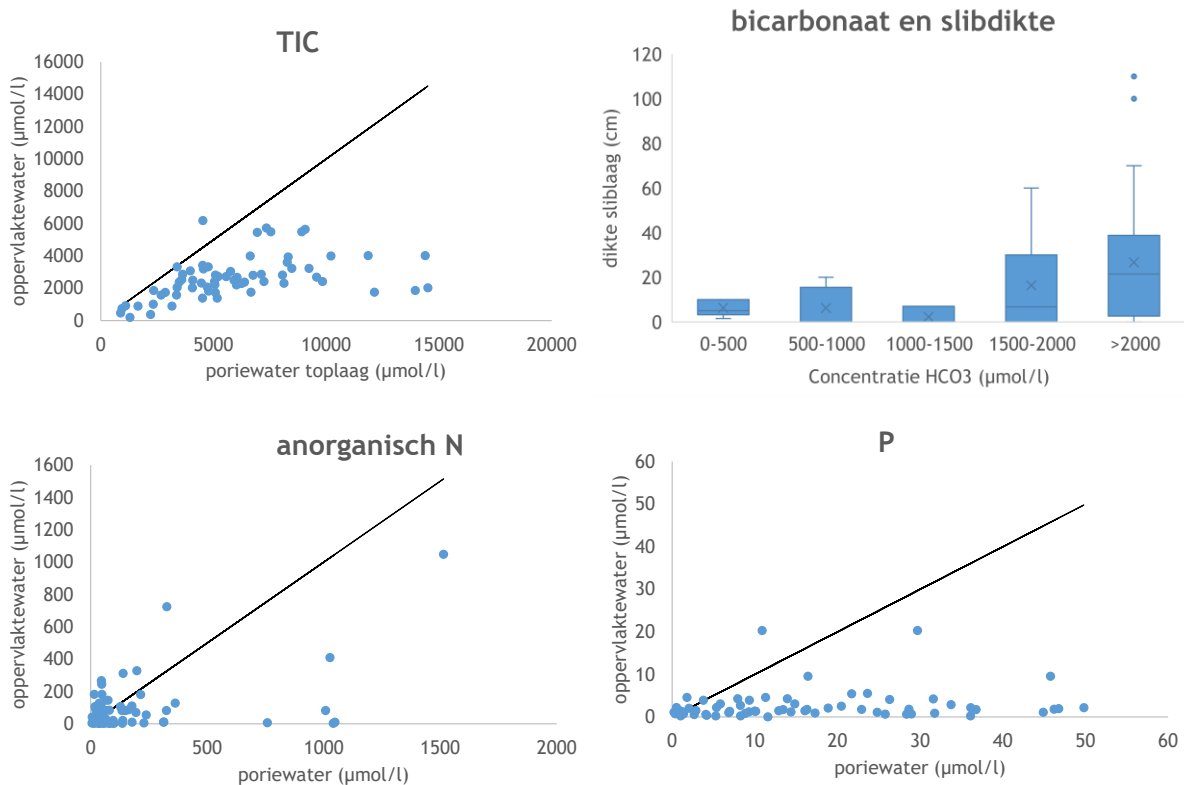
Figure 3.11. Relationship between the percentage of organic matter and the total-nitrogen concentration, C:N ratio, total-P concentration, and total-S concentration, and the total-iron and total-sulphur ratio in the top layer of the sediment. The black lines and blue line represent the average composition of plant material in this study (dashed blue line is trend line), and for the iron-sulphur relationship the 1:1 line (mol/mol). om% = organic matter percentage.

3.3.4 Effecten sliblaag op oppervlaktewaterkwaliteit

Het poriewater van de toplaag van de onderwaterbodem (sliblaag, dan wel bovenste 10 cm van het harde sediment) had een veel hogere concentratie anorganisch koolstof (TIC) dan het oppervlaktewater (figuur 3.12). De onderwaterbodem vormt daardoor een belangrijke bron van anorganisch koolstof voor de waterlaag, omdat de evenwichtsconcentraties met de lucht vele malen lager zouden liggen dan de concentraties die in het oppervlaktewater werden gemeten. Ondergedoken waterplanten zijn daarom grotendeels afhankelijk van anorganisch koolstof dat uit de onderliggende waterbodem naar de waterlaag diffundeert. Echt lage concentraties van anorganisch koolstof werden in het oppervlaktewater alleen aangetroffen boven bodems waar ook weinig anorganisch koolstof in het poriewater zat. Het anorganische koolstof in de onderwaterbodem kan worden aangevoerd met grondwater, maar ontstaat ook ter plekke door afbraak van organisch materiaal. In figuur 3.12 is te zien hoe de concentratie bicarbonaat in het oppervlaktewater samenhangt met de slibdikte. Lage bicarbonaatconcentraties bleken alleen voor te komen bij slibdiktes kleiner dan 10 (-20) cm. Boven de 1500 $\mu\text{mol/l}$ HCO_3 is er voldoende bicarbonaat voor bicarbonaatgebruikende planten, waardoor deze CO_2 -gebruikers zullen verdringen. Er waren in het veldonderzoek echter weinig locaties waar de bicarbonaatconcentratie lager was dan 1500 $\mu\text{mol/l}$. Andersom worden hoge bicarbonaatconcentraties in het beekwater natuurlijk niet altijd veroorzaakt door een grote slibophoping, dus komen deze concentraties ook voor bij afwezigheid van slib. Er was geen verband tussen de CO_2 -concentratie in het beekwater en de slibdikte vanwege de hoge pH van het beekwater, waarbij in het slib geproduceerd CO_2 grotendeels wordt omgezet in bicarbonaat.

Poriewaterconcentraties van P waren vele malen hoger in het poriewater van de toplaag van de waterbodem dan in het oppervlaktewater (figuur 3.12). Ook hier kan de waterbodem een bron van P vormen voor het oppervlaktewater, maar omdat er sprake is van een 'ijzerval' door geoxideerd ijzer aan het grensvlak tussen oppervlaktewater en waterbodem, wordt veel fosfaat 'weggevangen' en kan het niet vrijelijk in het oppervlaktewater terecht komen. Ook zijn er natuurlijk nog andere bronnen van P in het oppervlaktewater, zoals uit- en afspoeling van aangrenzende percelen en lozingen uit puntbronnen (bijv. overstorten). Er is daarom geen één-op-één relatie tussen P in het poriewater en P in het oppervlaktewater.

Concentraties anorganisch stikstof (nitraat en ammonium) in het oppervlaktewater waren soms hoger en soms lager dan in het poriewater. Met name in nitraatrijke beken kwamen hogere concentraties anorganisch N voor in het oppervlaktewater dan in het poriewater. In nitraatarmere beken kan ammonium uit de waterbodem een bron van anorganisch stikstof (ammonium, maar door nitrificatie ook nitraat) vormen.



Figuur 3.12. Relatie tussen de concentraties van totaal anorganisch koolstof (TIC), anorganisch stikstof en fosfor in het poriewater van de toplaag en in het oppervlaktewater. De zwarte lijn geeft de 1:1-lijn weer. Punten die onder deze lijn liggen hebben een hogere concentratie in het poriewater van de toplaag dan in het oppervlaktewater. Rechtsboven de relatie tussen de slibdikte en de concentraties totaal anorganisch koolstof, CO_2 en HCO_3 in het oppervlaktewater. De oranje stippellijn geeft de lijn weer waarboven er voldoende bicarbonaat kan zijn voor bicarbonaatgebruikende planten en er sterkere competitie te verwachten is voor obligate CO_2 -gebruikers.

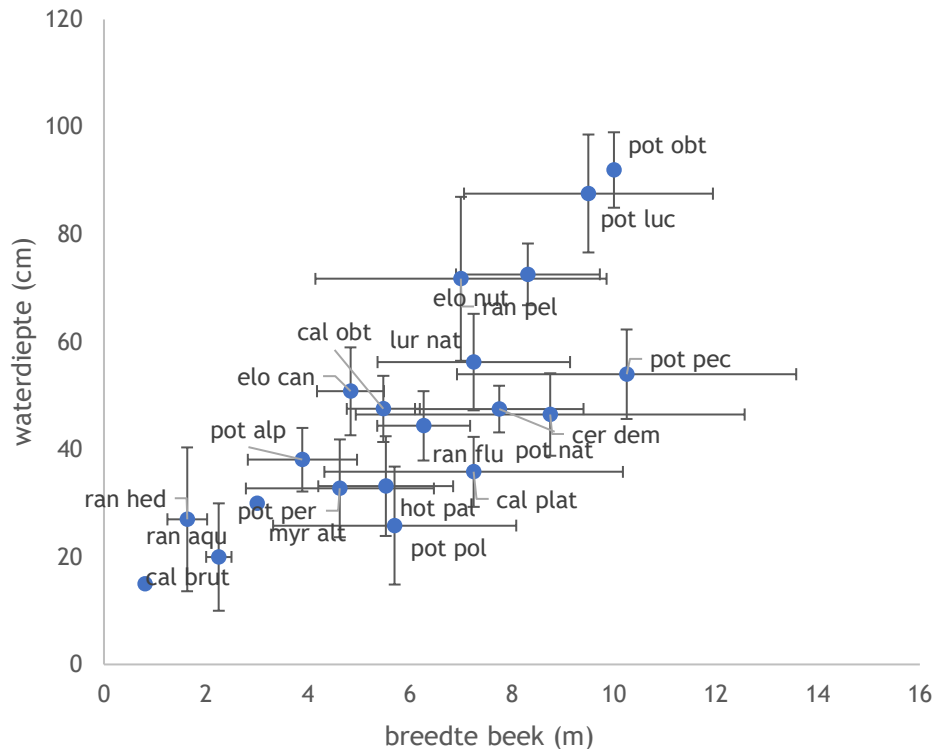
Figure 3.12. Relationship between the concentrations of total inorganic carbon (TIC), inorganic nitrogen and phosphorus in the topsoil pore water and in the surface water. The black line represents the 1:1 line. Points below this line have a higher concentration in the topsoil pore water than in the surface water. Top right the relationship between sludge thickness and the concentrations of total inorganic carbon, CO_2 and HCO_3 in the surface water. The orange dotted line shows the line above which there may be sufficient bicarbonate for bicarbonate-using plants and stronger competition is to be expected for obligate CO_2 users.

3.3.5 Preferenties van soorten en de effecten van slibophoping op het voorkomen van doel- en woekersoorten

Hierboven (paragraaf 3.3.1 & 3.3.4) is beschreven hoe slibophoping de beschikbaarheid van nutriënten in de onderwaterbodem en in het oppervlaktewater kan beïnvloeden. Locaties waar een sliblaag aanwezig was, waren rijker aan fosfor, ijzer, ammonium en hadden een hogere koolstofbeschikbaarheid in de bodem en soms ook in de waterlaag. In deze paragraaf wordt gekeken wat de standplaatsvereisten zijn van verschillende doel- en woekersoorten en wordt daarmee bezien of de verschillen in nutriëntenbeschikbaarheid een verschuiving in dominantie van soorten zou kunnen bewerkstelligen.

In het onderzoek zijn zowel bovenlopen als midden- en benedenlopen betrokken. Dit bepaalde mede de aanwezigheid van een aantal soorten (figuur 3.13). Soorten van bovenlopen waren Klimopwaterranonkel, Duizendknoopfonteinkruid, terwijl met name Glanzig fonteinkruid vooral op

diepe plekken werd aangetroffen. De Sterrenkroos-soorten, Vlottende waterranonkel en Rossig fonteinkruid kwamen niet voor bij een grote waterdiepte (> 80 cm).

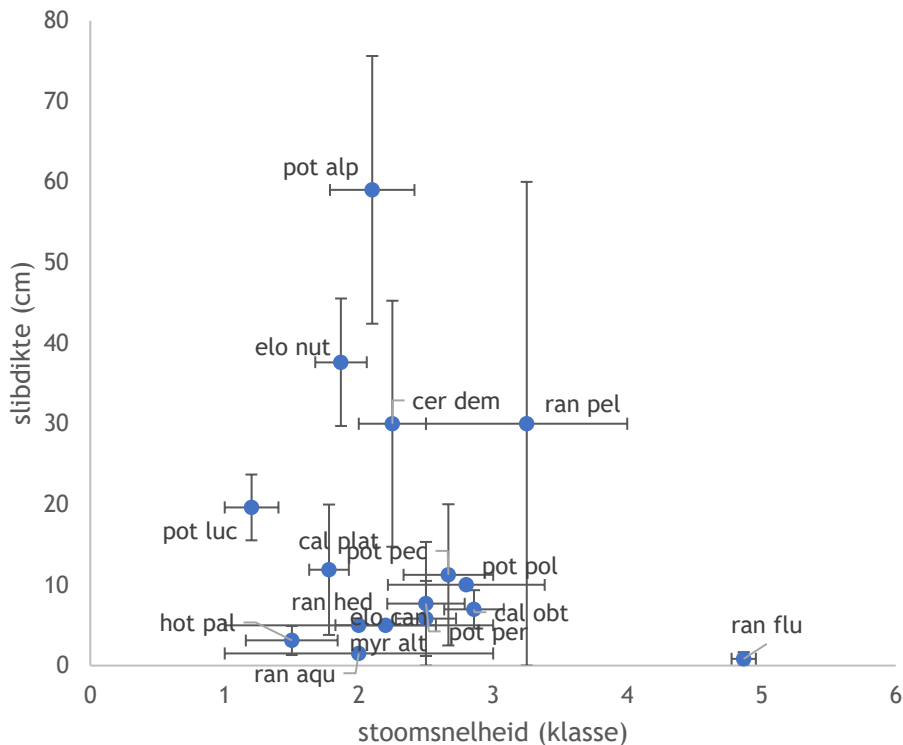


Figuur 3.13. Gemiddelde breedte en waterdiepte van de beek waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal bru = Haaksterrenkroos (1,1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (21,21), cal plat = Gewoon sterrenkroos (8,9), cer dem = Grof hoornblad (4,4), elo can = Brede waterpest (6,6), elo nut = Smalle waterpest (16,16), hot pal = Waterviolier (6,6), myr alt = Teer vederkruid (1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (5,5), pot pec = Schedefonteinkruid (4,5), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (5,6), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15,15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5,5), ran pel = Grote waterranonkel (4,4).

Figure 3.13. Average width and water depth of the stream with different submerged species. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations per species on the x-axis and on the y-axis is shown in brackets. cal bru = *Callitriche brutia* (1,1), cal obt = *Callitriche obtusifolia* (21,21), cal plat = *Callitriche platycarpa* (8,9), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (4,4), elo can = *Elodea canadensis* (6,6), elo nut = *Elodea nuttallii* (16,16), hot pal = *Hottonia palustris* (6,6), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (10, 10), pot luc = *Potamogeton lucens* (5,5), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (4,5), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (4,4), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (5, 6), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (2,2), ran flu = *Ranunculus fluitans* (15,15), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (5,5), ran pel = *Ranunculus peltatus* (4,4).

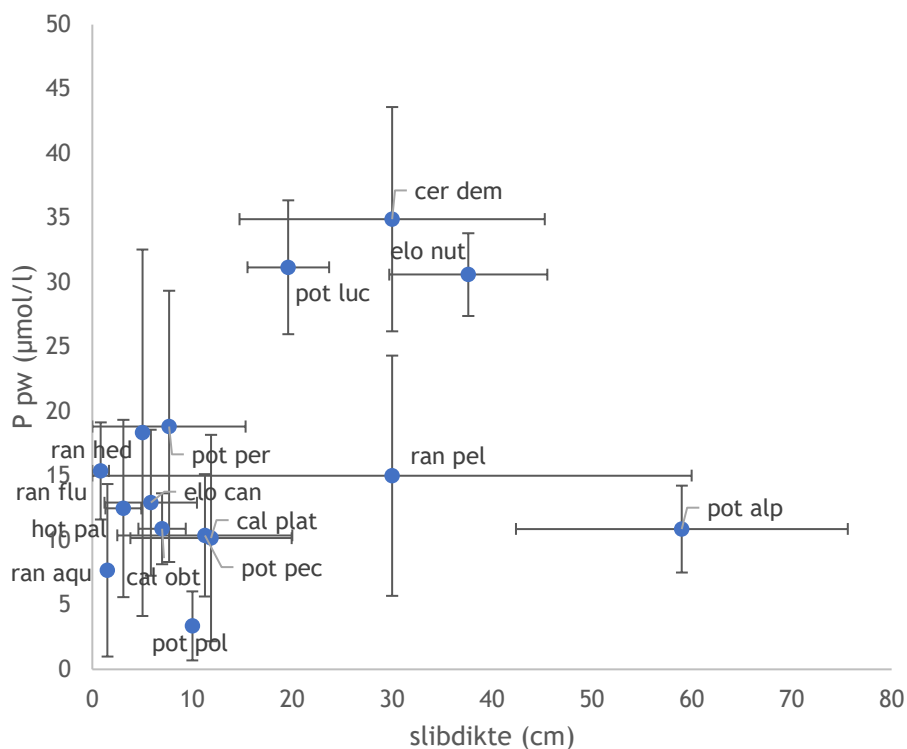
De bemonsterde soorten hebben elk specifieke voorkeur voor een bepaalde stroomsnelheidsrange en de aanwezigheid van een sliblaag of juist voor een harder substraat (figuur 3.14). Vlottende waterranonkel komt alleen voor in snelstromende wateren zonder sliblaag. Klimopwaterranonkel, Duizendknoopfonteinkruid en Waterviolier werden alleen in relatief langzaam stromende beekjes zonder of met weinig slib aangetroffen. De bemonsterde sterrenkroossoorten, Doorgroeid fonteinkruid en Glanzig fonteinkruid prefereerden eveneens plekken zonder of met slechts weinig

slib. Vooral Rossig fonteinkruid, Smalle waterpest en – in mindere mate – Grof hoornblad werden juist aangetroffen op dikkere sliblagen. Rossig fonteinkruid kwam echter voor op slib met een lage P-concentratie (figuur 3.15), terwijl de sliblagen waar Smalle waterpest en Grof hoornblad op voorkwamen, gemiddeld zeer hoge concentraties P in het poriewater hadden. Glanzig fonteinkruid prefereerde ook hoge P-concentraties, ondanks dat de soort juist op dunnere sliblagen (circa 20 cm dik) voorkwam.



Figuur 3.14. Gemiddelde stroomsnelheid en slibdikte waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (21,13), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9,4), cer dem = Grof hoornblad (4,3), elo can = Brede waterpest (6,3), elo nut = Smalle waterpest (15,12), hot pal = Waterviolier (6,5), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,5), pot luc = Glanzig fonteinkruid (5,5), pot pec = Schedefonteinkruid (3,2), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,3), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (5,1), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,1), ran flu = Vlottende waterranonkel (15, 3), ran hed = Klimopwaterranonkel (5,1), ran pel = Grote waterranonkel (4,2).

Figure 3.14. Average flow velocity and thickness of the sludge layer for different submerged species. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations per species on the x-axis and on the y-axis is shown in brackets. cal obt = *Callitriche obtusifolia* (21,13), cal plat = *Callitriche platycarpa* (9,4), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (4,3), elo can = *Elodea canadensis* (6,3), elo nut = *Elodea nutallii* (15,12), hot pal = *Hottonia palustris* (6,5), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1,1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (10, 5), pot luc = *Potamogeton lucens* (5,5), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (3,2), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (4,3), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (5,1), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (2,1), ran flu = *Ranunculus fluitans* (15,3), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (5,1), ran pel = *Ranunculus peltatus* (4,2).



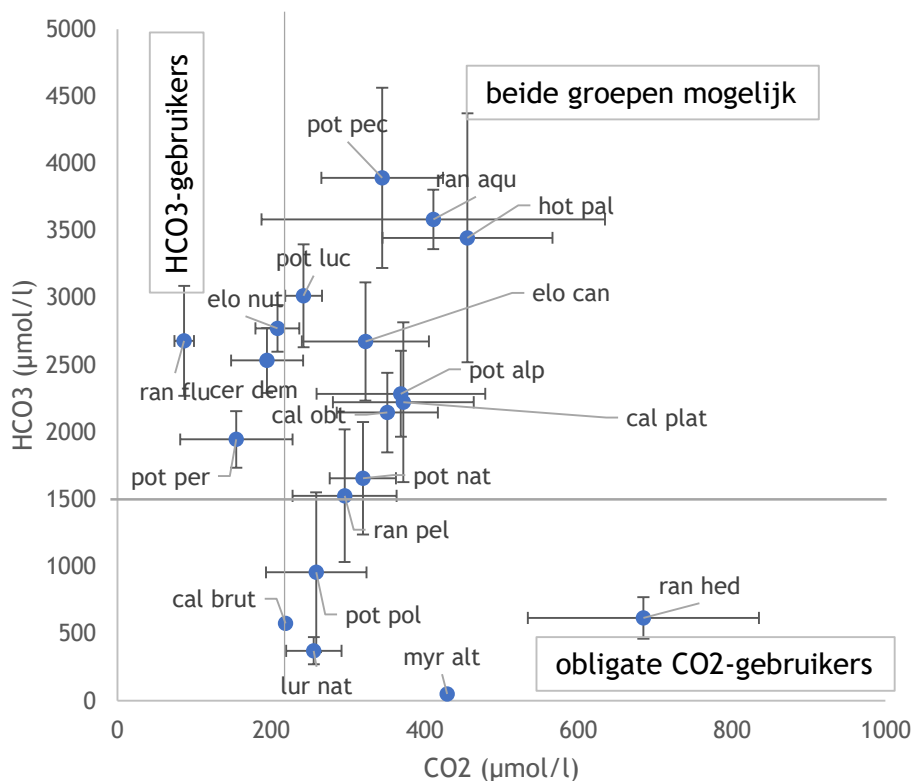
Figuur 3.15. Gemiddelde slibdikte en fosfor in het poriewater waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (13,23), cal plat = Gewoon sterrenkroos (4,9), cer dem = Grof hoornblad (3,5), elo can = Brede waterpest (3,8), elo nut = Smalle waterpest (12,25), hot pal = Waterviolier (5,6), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (5,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (5,8), pot pec = Schedefonteinkruid (2,6), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (3,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (1,6), ran aqu = Fijne waterranonkel (1,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15,14), ran hed = Klimopwaterranonkel (1,5), ran pel = Grote waterranonkel (2,4).

Figure 3.15. Average thickness of the sludge layer and P in the pore water for different submerged species. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations per species on the x-axis and on the y-axis is shown in brackets. cal obt = *Callitriche obtusifolia* (13,23), cal plat = *Callitriche platycarpa* (4,9), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (3,5), elo can = *Elodea canadensis* (3,8), elo nut = *Elodea nutallii* (12,25), hot pal = *Hottonia palustris* (5,6), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1,1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (5,10), pot luc = *Potamogeton lucens* (5,8), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (2,6), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (3,4), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (1,6), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (1,2), ran flu = *Ranunculus fluitans* (15,14), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (1,5), ran pel = *Ranunculus peltatus* (2,4).

In wateren met een HCO_3^- -concentratie $<1500 \mu\text{mol/l}$ zullen ondergedoken waterplanten op CO_2 zijn aangewezen (figuur 3.16). De CO_2 -concentratie moet hiervoor hoog zijn ($>200 \mu\text{mol/l}$). In deze wateren werden inderdaad de bekende obligate CO_2 -gebruikers aangetroffen:

Duizendknoopfonteinkruid, Teer vederkruid, Klimopwaterranonkel, Haaksterrenkroos. In wateren met een CO_2 -concentratie beneden ongeveer $200 \mu\text{mol/l}$ is de CO_2 -concentratie te laag om als enige koolstofbron te dienen. Onder deze grens werden inderdaad geen obligate CO_2 -gebruikers gevonden. Als er bij deze lage CO_2 -concentraties voldoende bicarbonaat aanwezig is ($>1500 \mu\text{mol/l}$) dan kunnen bicarbonaatgebruikers dit benutten. Vanaf een bicarbonaatconcentratie van gemiddeld 2000 werden hier inderdaad de bicarbonaatgebruikers Schedefonteinkruid, Smalle waterpest, Grof hoornblad en Vlottende waterranonkel aangetroffen. Zijn beide C-bronnen in

voldoende mate aanwezig, dan kunnen zowel obligate CO₂-gebruikers aanwezig zijn, als HCO₃-gebruikers. Vaak zijn HCO₃-gebruikers in het voordeel, maar ook een obligate CO₂-gebruiker als Waterviolier kan in dit type water aanwezig zijn.



Figuur 3.16. Gemiddelde CO₂-concentratie en HCO₃-concentratie in het oppervlaktewater waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen. Met lijnen staan de concentraties weergegeven waarboven obligate CO₂-gebruikers voor kunnen komen (circa 200 µmol/l CO₂), en waarboven er voldoende bicarbonaat is voor bicarbonaatgebruikers om via bicarbonaat in hun C-behoefte te voorzien (circa 1500 µmol/l HCO₃). Ligt alleen CO₂ boven deze concentratie, dan zijn obligate CO₂-gebruikers in het voordeel; ligt alleen HCO₃ boven deze concentratie, dan kunnen alleen bicarbonaatgebruikers voorkomen. Liggen beide concentraties boven deze grenswaarden, dan kunnen beide typen soorten voorkomen, waarbij de obligate CO₂-gebruikers te maken hebben met concurrentie door HCO₃-gebruikers. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen. cal bru = Haaksterrenkroos (1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9), cer dem = Grof hoornblad (5), elo can = Brede waterpest (8), elo nut = Smalle waterpest (25), hot pal = Waterviolier (6), lur nat = Drijvende waterweegbree (14), myr alt = Teer vederkruid (1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5), pot pec = Schedefonteinkruid (7), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4), pot pol = Duizendknoopfontein (6), ran aqu = Fijne waterranonkel (2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5), ran pel = Grote waterranonkel (4).

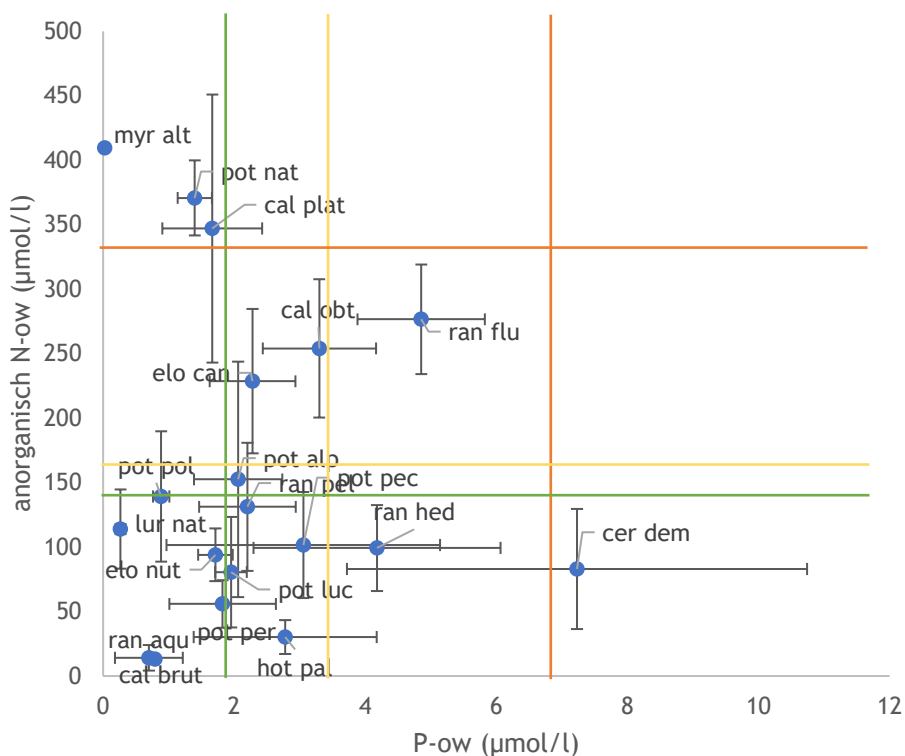
Figure 3.16. Average concentration of CO₂ and HCO₃ in the surface water for different submerged species. Lines indicate the concentrations above which obligate CO₂ users can occur (around 200 µmol/l CO₂), and above which there is sufficient bicarbonate for bicarbonate users to meet their C demand through bicarbonate (around 1500 µmol/l HCO₃). If only CO₂ is above this concentration, then obligate CO₂ users have an advantage; if only HCO₃ is above this concentration, then only bicarbonate users can occur. If both concentrations are above these limits then both types of species can occur, with obligate CO₂ users facing competition from HCO₃ users. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations is

shown in brackets. *cal bru* = *Callitriche brutia* (1), *cal obt* = *Callitriche obtusifolia* (23), *cal plat* = *Callitriche platycarpa* (9), *cer dem* = *Ceratophyllum demersum* (5), *elo can* = *Elodea canadensis* (8), *elo nut* = *Elodea nutallii* (25), *hot pal* = *Hottonia palustris* (6), *lur nat* = *Luronium natans* (14), *myr alt* = *Myriophyllum alterniflorum* (1), *pot alp* = *Potamogeton alpinus* (10), *pot luc* = *Potamogeton lucens* (8), *pot nat* = *Potamogeton natans* (5), *pot pec* = *Potamogeton pectinatus* (7), *pot per* = *Potamogeton perfoliatus* (4), *pot pol* = *Potamogeton polygonifolius* (6), *ran aqu* = *Ranunculus aquatilis* (2), *ran flu* = *Ranunculus fluitans* (15), *ran hed* = *Ranunculus hederaceus* (5), *ran pel* = *Ranunculus peltatus* (4).

Veel gewenste soorten komen bij lage P- en N-concentraties in het oppervlaktewater voor (figuur 3.17): dit geldt voor Duizendknoopfonteinkruid, Drijvende waterweegbree, Haaksterrenkroos, en bij laag P ook voor Teer vederkruid, en Gewoon sterrenkroos. Overigens werden dominanties van Smalle waterpest ook bij deze lage nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater aangetroffen. Het poriewater was echter juist rijk aan P op deze locaties (figuur 3.20). Dit gold eveneens voor Glanzig fonteinkruid. Vlottende waterranonkel werd bij nutriëntenconcentraties aangetroffen die als matig zouden kunnen worden geclassificeerd. Dit klopt met het beeld dat dit een eutrafente soort betreft. In de meest P-rijke omstandigheden (zowel qua oppervlaktewater als qua poriewater) werd Grof hoornblad aangetroffen.

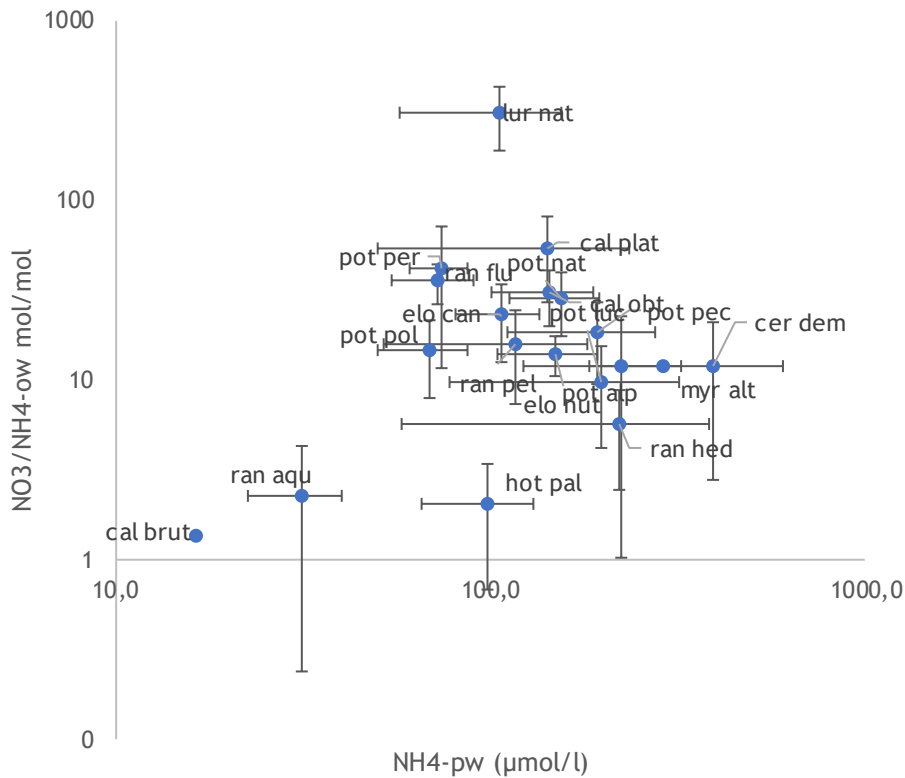
Het vermogen om nitraat als N-bron (zie paragraaf 2.5.2) te gebruiken blijkt niet heel duidelijk uit figuur 3.18. Weliswaar kwam Rossig fonteinkruid voor bij relatief hoge ammoniumconcentraties in het poriewater en een vrij lage NO₃/NH₄-verhouding in het oppervlaktewater, maar Brede waterpest en Vlottende waterranonkel - net als Rossig fonteinkruid soorten die volgens tabel 1.3 een lage nitraatreductasecapaciteit hebben - weken in voorkomen niet duidelijk af van de overige soorten. Dit kan ook liggen aan de bemonsterde plekken die meestal tamelijk veel ammonium in het poriewater hadden.

De soorten varieerden sterk in ijzerrijkdom van de locaties, met Rossig fonteinkruid, Klimopwaterranonkel, Fijne waterranonkel en Drijvende waterweegbree op op de meest ijzerrijke plekken (figuur 3.19).



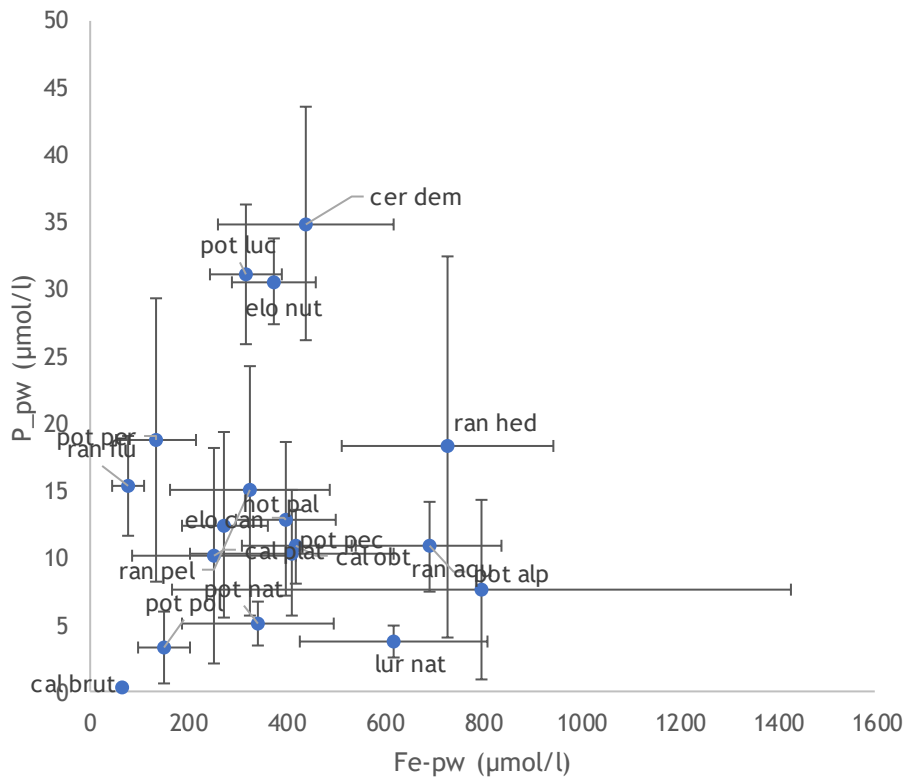
Figuur 3.17. Gemiddelde concentraties fosfor en anorganisch stikstof (nitraat+ammonium) in het oppervlaktewater waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen. Met lijnen staan de concentraties weergegeven van de categorieën zeer goed, goed, matig en ontoereikend weergegeven, waarbij ervan uit is gegaan dat de som van anorganisch stikstof ongeveer evenveel is als totaal-stikstof, waarvoor er grenswaarden zijn opgesteld (maatlat nutriënten (Van der Molen et al. (red.), 2018)). Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen. cal bru = Haaksterrenkroos (1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9), cer dem = Grof hoornblad (5), elo can = Brede waterpest (8), elo nut = Smalle waterpest (25), hot pal = Waterviolier (6), lur nat = Drijvende waterweegbree (14), myr alt = Teer vederkruid (1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5), pot pec = Schedefonteinkruid (7), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4), pot pol = Duizendknoopfontein (6), ran aqu = Fijne waterranonkel (2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5), ran pel = Grote waterranonkel (4).

Figure 3.17. Average concentrations of phosphorus and inorganic nitrogen (nitrate+ammonium) in surface waters of different submerged species. Lines represent the concentrations of WFD categories, assuming that the sum of inorganic nitrogen is about the same as total nitrogen, for which limit values have been established (Van der Molen et al. (ed.), 2018). Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations is shown in brackets. cal bru = *Callitriche brutia* (1), cal obt = *Callitriche obtusifolia* (23), cal plat = *Callitriche platycarpa* (9), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (5), elo can = *Elodea canadensis* (8), elo nut = *Elodea nutallii* (25), hot pal = *Hottonia palustris* (6), lur nat = *Luronium natans* (14), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (10), pot luc = *Potamogeton lucens* (8), pot nat = *Potamogeton natans* (5), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (7), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (4), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (6), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (2), ran flu = *Ranunculus fluitans* (15), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (5), ran pel = *Ranunculus peltatus* (4).



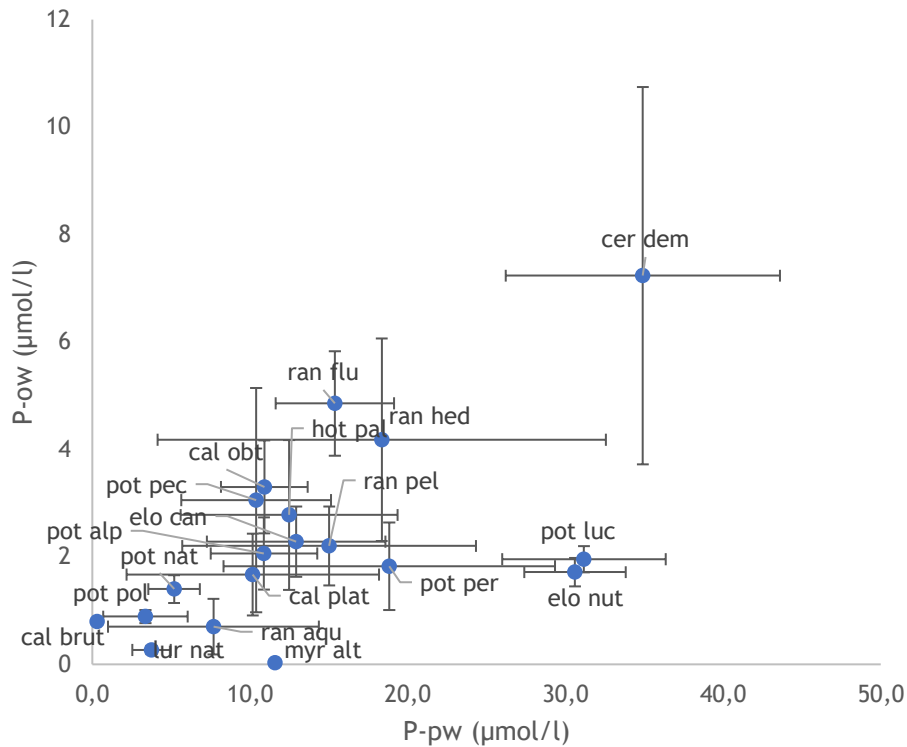
Figuur 3.18. Gemiddelde concentraties ammonium in het poriewater en de verhouding van nitraat en ammonium in het oppervlaktewater waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen (logaritmische schalen). Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen. cal bru = Haaksterrenkroos (1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9), cer dem = Grof hoornblad (5), elo can = Brede waterpest (8), elo nut = Smalle waterpest (25), hot pal = Waterviolier (6), lur nat = Drijvende waterweegbree (14), myr alt = Teer vederkruid (1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5), pot pec = Schedefonteinkruid (7), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4), pot pol = Duizendknoopfontein (6), ran aqu = Fijne waterranonkel (2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5), ran pel = Grote waterranonkel (4).

Figure 3.18. Average concentrations of ammonium in the pore water and the ratio of nitrate and ammonium in the surface water for different submerged species (logarithmic scales). Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations is shown in brackets. cal bru = *Callitriche brutia* (1), cal obt = *Callitriche obtusifolia* (23), cal plat = *Callitriche platycarpa* (9), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (5), elo can = *Elodea canadensis* (8), elo nut = *Elodea nutallii* (25), hot pal = *Hottonia palustris* (6), lur nat = *Luronium natans* (14), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (10), pot luc = *Potamogeton lucens* (8), pot nat = *Potamogeton natans* (5), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (7), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (4), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (6), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (2), ran flu = *Ranunculus fluitans* (15), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (5), ran pel = *Ranunculus peltatus* (4).



Figuur 3.19. Gemiddelde concentraties ijzer en fosfor in het poriewater waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen. cal bru = Haaksterrenkroos (1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9), cer dem = Grof hoornblad (5), elo can = Brede waterpest (8), elo nut = Smalle waterpest (25), hot pal = Waterviolier (6), lur nat = Drijvende waterweegbree (14), myr alt = Teer vederkruid (1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5), pot pec = Schedefonteinkruid (6), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4), pot pol = Duizendknoopfontein (6), ran aqu = Fijne waterranonkel (2), ran flu = Vlottende waterranonkel (14), ran hed = Klimopwaterranonkel (5), ran pel = Grote waterranonkel (4).

Figure 3.19. Average concentrations iron and phosphorus in the pore water for different submerged species. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations is shown in brackets. cal bru = *Callitriche brutia* (1), cal obt = *Callitriche obtusifolia* (23), cal plat = *Callitriche platycarpa* (9), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (5), elo can = *Elodea canadensis* (8), elo nut = *Elodea nutallii* (25), hot pal = *Hottonia palustris* (6), lur nat = *Luronium natans* (14), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (10), pot luc = *Potamogeton lucens* (8), pot nat = *Potamogeton natans* (5), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (6), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (4), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (6), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (2), ran flu = *Ranunculus fluitans* (14), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (5), ran pel = *Ranunculus peltatus* (4).

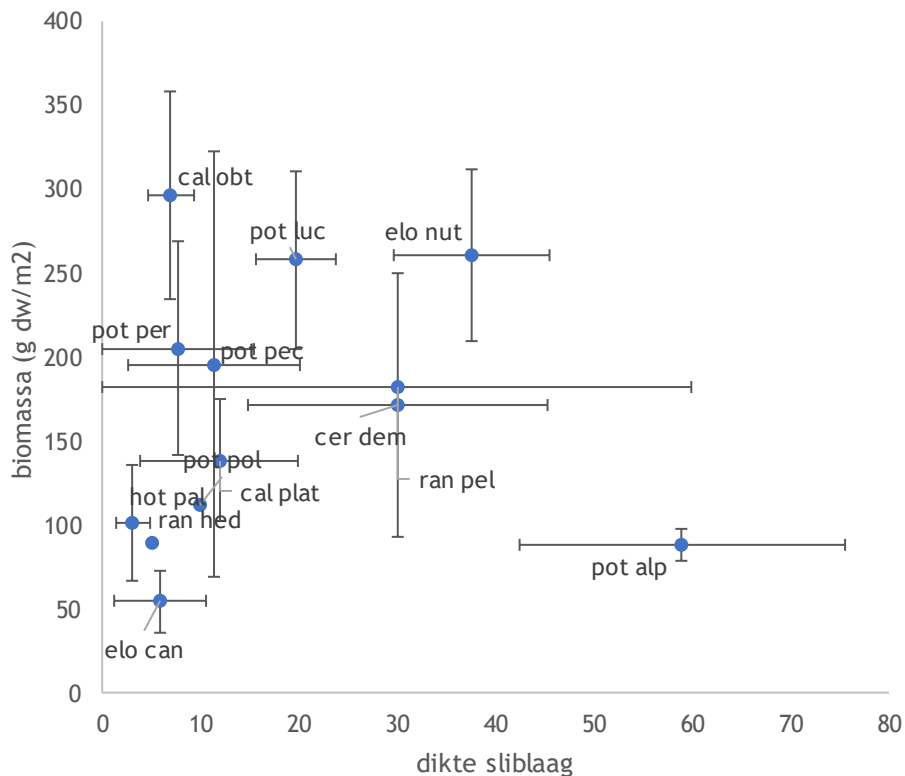


Figuur 3.20. Gemiddelde concentratie fosfor in het poriewater en in het oppervlaktewater waarbij verschillende submerse beeksoorten voorkomen. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal bru = Haaksterrenkroos (1,1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23,23), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9,9), cer dem = Grof hoornblad (5,5), elo can = Brede waterpest (8,8), elo nut = Smalle waterpest (25,25), hot pal = Waterviolier (6,6), lur nat = Drijvende waterweegbree (14,14), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8,8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5,5), pot pec = Schedefonteinkruid (6, 7), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,4), pot pol = Duizendknoopfoneinkruid (6,6), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (14, 15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5,5), ran pel = Grote waterranonkel (4,4).

Figure 3.20. Average concentrations phosphorus in the pore water and in the surface water for different submerged species. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations per species on the x-axis and on the y-axis is shown in brackets. cal bru = *Callitriche brutia* (1,1), cal obt = *Callitriche obtusifolia* (23,23), cal plat = *Callitriche platycarpa* (9,9), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (5,5), elo can = *Elodea canadensis* (8,8), elo nut = *Elodea nutallii* (25,25), hot pal = *Hottonia palustris* (6,6), lur nat = *Luronium natans* (14,14), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1,1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (10,10), pot luc = *Potamogeton lucens* (10,10), pot nat = *Potamogeton natans* (5,5), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (6,7), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (4,4), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (6,6), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (2,2), ran flu = *Ranunculus fluitans* (14,15), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (5,5), ran pel = *Ranunculus peltatus* (4,4).

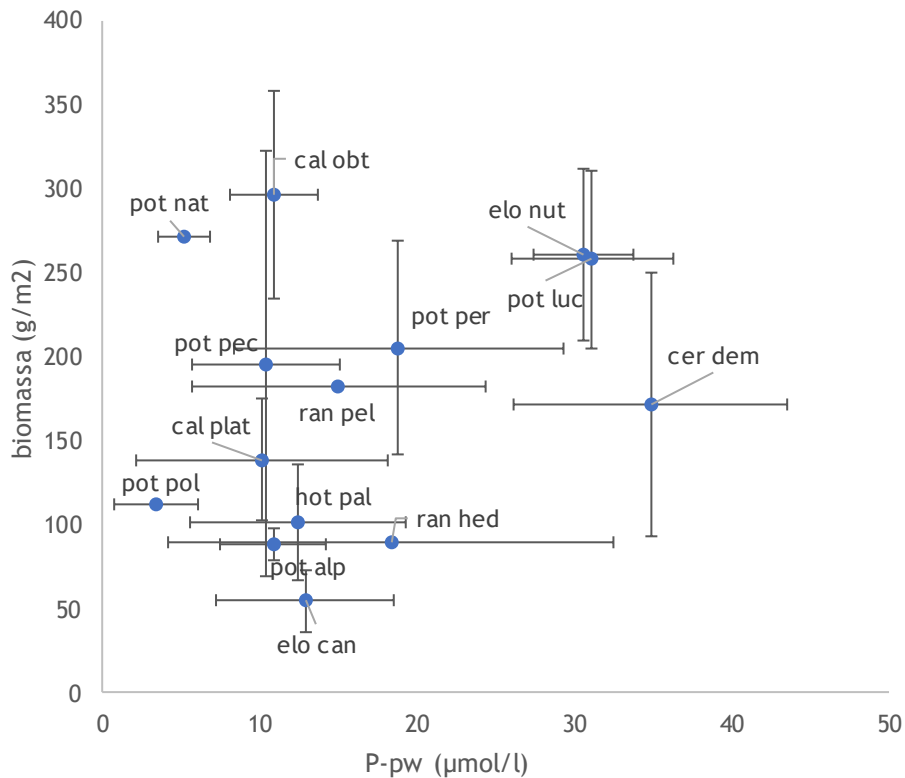
Er werd geen relatie aangetroffen tussen de dikte van de sliblaag en de geoogste bovengrondse biomassa (figuur 3.21), noch tussen de beschikbaarheid van fosfor in het poriewater van de toplaag en de bovengrondse biomassa (figuur 3.22). De relatie tussen slibophoping en een hoge biomassa-productie ('woekering') lijkt er daarmee ogenschijnlijk niet te zijn, maar het ontbreken van een relatie kan ook verklaard worden door factoren als de frequentie van het maai-beheer en de teruggroei-snelheid van de soort na maaien. Daarnaast spelen ook soortspecifieke kenmerken als groeivorm (bijvoorbeeld met drijfbladeren, of de gehele waterkolom vullend) een rol en zal er misschien eerder een intraspecifieke relatie met nutriëntenbeschikbaarheid aanwezig zijn. Er zijn

echter te weinig biomassametingen in deze studies om deze relatie per soort uit te zetten. Alleen van Smalle waterpest waren er nog redelijk veel (21) biomassametingen beschikbaar. Hoewel er geen sterke correlatie was tussen de concentratie van fosfor in het poriewater en de bovengrondse biomassa van Smalle waterpest, lijkt het er in figuur 3.23 wel op dat er boven een fosforconcentratie van 40 $\mu\text{mol/l}$ in het poriewater sprake is van een hoge biomassa.



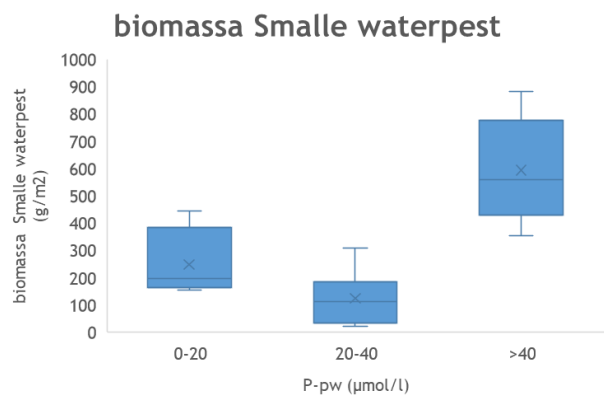
Figuur 3.21. Gemiddelde dikte van de sliblaag en de geoogste gehele bovengrondse biomassa bij dominantie van de aangegeven submerse beeksoorten. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal obt = *Stomphoekig sterrenkroos* (13,10), cal plat = *Gewoon sterrenkroos* (4,3), cer dem = *Grof hoornblad* (3,3), elo can = *Brede waterpest* (3,4), elo nut = *Smalle waterpest* (12,21), hot pal = *Waterviolier* (5,5), myr alt = *Teer vederkruid* (1,1), pot alp = *Rosig fonteinkruid* (5,4), pot luc = *Glanzig fonteinkruid* (8,8), pot nat = *Drijvend fonteinkruid* (5,5), pot pec = *Schedefonteinkruid* (6,7), pot per = *Doorgroeid fonteinkruid* (5,8), pot pol = *Duizendknoopfonteinkruid* (1,1), ran aqu = *Fijne waterranonkel* (1,1), ran hed = *Klimopwaterranonkel* (1,1), ran pel = *Grote waterranonkel* (2,1).

Figure 3.21. Average thickness of the sludge layer and the harvested above-ground biomass when indicated submerged species where dominant. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations per species on the x-axis and on the y-axis is shown in brackets. cal obt = *Callitriche obtusifolia* (13,10), cal plat = *Callitriche platycarpa* (4,3), cer dem = *Ceratophyllum demersum* (3,3), elo can = *Elodea canadensis* (3,4), elo nut = *Elodea nutallii* (12,21), hot pal = *Hottonia palustris* (5,5), myr alt = *Myriophyllum alterniflorum* (1,1), pot alp = *Potamogeton alpinus* (5,4), pot luc = *Potamogeton lucens* (8,8), pot nat = *Potamogeton natans* (5,5), pot pec = *Potamogeton pectinatus* (6,7), pot per = *Potamogeton perfoliatus* (5,8), pot pol = *Potamogeton polygonifolius* (1,1), ran aqu = *Ranunculus aquatilis* (1,1), ran hed = *Ranunculus hederaceus* (1,1), ran pel = *Ranunculus peltatus* (2,1).



Figuur 3.22. Gemiddelde concentratie van fosfor in het poriewater en de geoogste gehele bovengrondse biomassa bij dominantie van de aangegeven verschillende submerse beeksoorten. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23,10), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9,3), cer dem = Grof hoornblad (5,3), elo can = Brede waterpest (8,4), elo nut = Smalle waterpest (25,21), hot pal = Waterviolier (6,5), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,4), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8,8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5,5), pot pec = Schedefonteinkruid (6, 7), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,8), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (6,1), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,1), ran hed = Klimopwaterranonkel (5,1), ran pel = Grote waterranonkel (4,1).

Figure 3.22. Average concentration of phosphorus in the porewater and the harvested above-ground biomass when indicated submerged species where dominant. Error bars indicate the standard error of the mean. The number of observations per species on the x-axis and on the y-axis is shown in brackets. cal obt = Callitriche obtusifolia (23,10), cal plat = Callitriche platycarpa (9,3), cer dem = Ceratophyllum demersum (5,3), elo can = Elodea canadensis (8,4), elo nut = Elodea nutallii (25,21), hot pal = Hottonia palustris (6,5), myr alt = Myriophyllum alterniflorum (1,1), pot alp = Potamogeton alpinus (10,4), pot luc = Potamogeton lucens (8,8), pot nat = Potamogeton natans (5,5), pot pec = Potamogeton pectinatus (6,7), pot per = Potamogeton perfoliatus (4,8), pot pol = Potamogeton polygonifolius (6,1), ran aqu = Ranunculus aquatilis (2,1), ran hed = Ranunculus hederaceus (5,1), ran pel = Ranunculus peltatus (4,1).



Figuur 3.23. Boxplots van de bovengrondse biomassa van Smalle waterpest bij verschillende concentraties van fosfor in het poriewater.

Figure 3.23. Boxplots of the above-ground biomass of *Elodea nutallii* at different concentrations of phosphorus in the pore water.

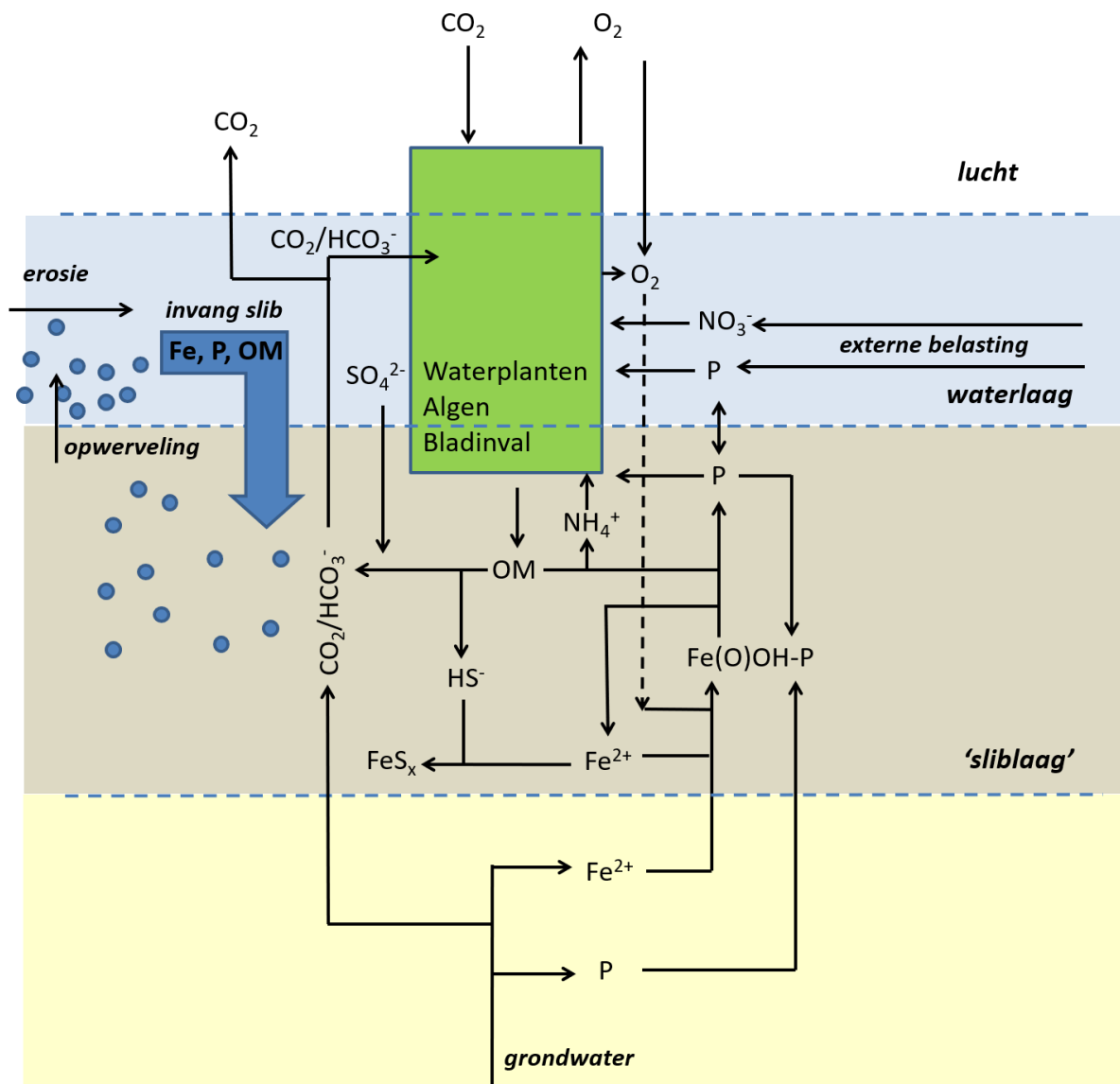
3.4 Discussie en conclusies

3.4.1 Verschil in kwaliteit tussen slib en de oorspronkelijke waterbodem

Bij weinig stroming of stagnatie kon zich een dikke sliblaag ophopen. De bemonsterde sliblagen in dit onderzoek waren tot meer dan 1 meter dik. Dit slib was anders van samenstelling dan de onderliggende waterbodem. Het bevatte meer organische stof en meer ijzer – vooral als er weinig stroming was-, en meer fosfor, meer calcium en meer stikstof dan de onderliggende waterbodem. Op veel plaatsen, maar niet overal, bevatte het ook meer siltig materiaal. IJzer kan zich op twee manieren ophopen in de sliblaag: aanvoer van ijzer kan plaatsvinden met anaeroob grondwater dat in contact met het oppervlaktewater oxideert. Dit gebeurt aan het grensvlak van de sliblaag en de waterlaag, waardoor de concentratie op dit grensvlak sterk op kan lopen. Dit kan overigens ook op de naastgelegen beekdalgronden hebben plaatsgevonden, waarna dit materiaal de beek is ingespoeld. Daarnaast kunnen ijzercolloïden die elders door oxidatie ontstaan, getransporteerd worden naar de luwere plekken, waar ze, net als de organische slibdeeltjes, kunnen bezinken. De sliblaag had een lagere C:N-verhouding dan de onderliggende waterbodem, waarmee de C:N-verhouding sterker lijkt op die van de waterplanten die voor dit onderzoek werden doorgemeten (C:N gemiddeld 13 g/g). Dit wil niet noodzakelijkerwijs zeggen dat de sliblaag ook was ontstaan door lokale waterplantengroei. Ook slib dat van elders aangevoerd is, kan een dergelijke C:N-verhouding hebben. In sediment dat afspoelt van grasland en akkers op bicarbonaatarme afzettingen (Hierdense beek) kan een C:N-ratio van 14 worden aangetroffen (dos Reis Oliveira et al., 2018). Het lijkt er echter wel op dat de organische stof van het slib in dit onderzoek van aquatische herkomst is, omdat de C:N-ratio duidelijk afneemt met de organische stoffractie. De C:N-verhouding lijkt in het organische stofrijke slib meer op die van aquatische primaire producenten (C:N mediaan 9,6 g/g, Elser et al., 2000) dan op de hogere C:N-verhouding die terrestrische primaire producenten hebben doordat zij meer C-rijk steunweefsel hebben (C:N mediaan 32 g/g, Elser et al., 2000). De C:N-verhouding is een belangrijke voorspellende factor voor de afbreekbaarheid van organisch materiaal. Een lage C:N-verhouding geeft aan dat het materiaal sneller afbreekt, wat leidt tot een hogere zuurstofconsumptie en meer anaerobe afbraakprocessen. De C:N-verhouding is ook bepalend voor de macrofaunagemeenschappen die voor kunnen komen in de beek; een lagere C:N-verhouding is voorspellend voor een slechtere voedselkwaliteit en voor een lagere stabiliteit van het voedselweb (dos Reis Oliveira et al., 2019).

3.4.2 Chemische processen in de sliblaag

In de sliblaag wordt organische stof afgebroken (figuur 3.24). Omdat het zuurstof in de sliblaag al snel is opgebruikt, vindt er anaerobe afbraak plaats. Hierbij worden nitraat, mangaan, ijzer en sulfaat gereduceerd en organische stof geoxideerd. Bij deze afbraak ontstaan ammonium, fosfaat en anorganisch koolstof. Door het gebrek aan zuurstof wordt ammonium niet verder omgezet in nitraat, waardoor er zich ammonium ophoopt in de waterbodem. Het vrijkomen van anorganisch koolstof zorgt ervoor dat er oververzadiging kan ontstaan van calcium en carbonaat. Hierdoor slaat er kalk neer, waardoor de calciumconcentratie in de sliblaag hoog kan worden. Bij de reductie van sulfaat ontstaat waterstofsulfide, maar omdat ijzer in overmaat aanwezig blijkt te zijn, slaat alle sulfide neer als ijzersulfide, en is er geen toxisch vrij waterstofsulfide in de sliblaag meer aanwezig.



Figuur 3.24. Processen in de vaste waterbodem en sliblaag van een beek. Op deze figuur wordt in de literatuurstudie nader ingegaan.

Figure 3.24. Processes in the solid water bottom and silt layer of a stream. This figure is discussed in more detail in the literature study.

Door deze processen is het poriewater rijk aan fosfor - afkomstig van afbraak, maar ook van de reductie van ijzer(hydr)oxides, waaraan fosfaat adsorbeert -, ammonium, ijzer en anorganisch koolstof.

3.4.3 Preferenties van soorten en de effecten van slibophoping op het voorkomen van doel- en woekersoorten

De aanwezigheid van slib had een duidelijk effect op de kans om specifieke doelsoorten in de beek aan te treffen of last te krijgen van woekering door zeer algemene soorten. Veel soorten werden specifiek aangetroffen op plekken met weinig of geen slib. Dit betrof zowel doelsoorten van voedsel- en koolstofarme milieus, zoals Teer vederkruid, Waterviolier en Duizendknoopfonteinkruid, als soorten van wat voedselrijkere omstandigheden, zoals Gewoon en Stomphoekig sterrenkroos, Glanzig fonteinkruid, Brede waterpest, Vlottende waterranonkel en

Doorgroeid fonteinkruid. Op dikke sliblagen werd in dit onderzoek vooral een dominantie van Smalle waterpest of Grof hoornblad aangetroffen. Ook doelsoort Rossig fonteinkruid groeide op slib, maar dit slib was van specifieke samenstelling: door de kwelsituatie was dit zeer ijzerrijk slib met een relatief lage beschikbaarheid van fosfor in het poriewater. Of de ophoping van voedselrijk slib daadwerkelijk leidt het wegconcurreren van bovengenoemde doelsoorten door woekerende soorten als Smalle waterpest en Grof hoornblad, kon in het veld niet worden aangetoond. Met experimenten hebben we verder onderzocht wat de effecten zijn van slib op de groei en dominantie van doelsoorten en woekerende soorten.

In de Kaderrichtlijn Water zijn grenswaarden opgenomen voor P en N in beken. P geldt daarbij als leidend, omdat ervan uitgegaan wordt dat P limiterend is voor de groei (Van der Molen et al. (red), 2018). De meeste van de onderzochte doelsoorten waren in hun voorkomen beperkt tot nutriëntenconcentraties die in de klasse zeer goed vallen, met name de P-concentratie. Dit geldt onder andere voor Stomphoekig en Gewoon sterrenkroos, Drijvende waterweegbree, Fijne waterranonkel, maar ook voor woekering met Smalle waterpest. Soorten als Grof hoornblad en Vlottende waterranonkel prefereerden hogere nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater. Vlottende waterranonkel kwam gemiddeld bij de hoogste stroomsnelheid voor, waardoor de planten minder snel te lijden zullen hebben van een verminderd doorzicht door algengroei. Grof hoornblad werd in dit onderzoek aangetroffen bij de hoogste fosforconcentraties in het oppervlaktewater. Ondanks dat woekering van Smalle waterpest wordt aangetroffen bij lage concentraties van P in het oppervlaktewater, was de poriewaterconcentratie in de onderwaterbodems waar de soort dominant is, juist hoog; rond 30 $\mu\text{mol/l}$ (900 $\mu\text{g/l}$). Ook dominantie van Grof hoornblad was bij deze concentratie in het poriewater - en hoger- te vinden. Opvallend was dat ook Glanzig fonteinkruid voorkomt bij hoge fosforconcentraties in het poriewater, terwijl de soort juist geen of een dunne sliblaag prefereerde. Schedefonteinkruid, een soort die eveneens bekend staat om woekering bij eutrofiëring, kwam in dit onderzoek bij wat lagere concentraties fosfor in het poriewater voor dan Smalle waterpest en Grof hoornblad. Er waren echter maar 7 locaties in de gebruikte datasets waarin Schedefonteinkruid domineerde, waardoor het kan zijn dat de gekozen locaties wat afwijken van zijn gemiddelde standplaats. Gemiddeld komt deze soort in Nederlandse wateren namelijk voor bij een fosforconcentratie van 37 $\mu\text{mol/l}$ (1150 $\mu\text{g/l}$) in het poriewater (Roelofs & Van Geest, in prep). De resultaten van het veldonderzoek geven aan dat niet alleen nutriënten in het oppervlaktewater sturend zijn voor beekvegetaties, maar ook - of soms juist - nutriënten in de onderwaterbodem. Dit vraagt voor het opnemen van normen voor nutriënten in de onderwaterbodem in het waterbeleid.

Het aantal bemonsterde locaties met de dominantie van een bepaalde soort kan in dit onderzoek wel een vertekening geven van de standplaats. Roelofs & Van Geest (in prep.) gaan bij standplaatsonderzoek aan aquatische soorten uit van een minimum van 20 locaties per soort. Metingen uit het onderzoek van Roelofs & Van Geest zijn bij de analyse ook gebruikt, maar er is voor gekozen om de opgenomen locaties te beperken tot beken, waardoor er van een aantal soorten alsnog weinig waarnemingen waren. Aan de andere kant zijn in het veldonderzoek alleen plekken bemonsterd waar de onderzochte soorten abundant of dominant aanwezig waren, waardoor aangenomen kan worden dat de hier gemeten standplaatseigenschappen optimaal waren voor de groei van de betreffende soort. Een keerzijde hiervan is dat er geen onderzoek uitgevoerd kan worden naar of de abundantie van een soort samenhangt met de abiotische omstandigheden. Een ander punt is dat met een verspreidingsonderzoek niet kan worden aangetoond of de onderzochte parameters daadwerkelijk sturend zijn. Zeker als voor een soort de spreiding binnen een parameter groot is, zijn er waarschijnlijk andere parameters die (mede) een rol spelen in het voorkomen. Een vierde punt van discussie bij de interpretatie van de gegevens, is dat de sliblaag beschouwd is als de laag die de kwaliteit van de groeiomstandigheden bepaalde, ook als de sliblaag slechts dun was. Hierdoor zou de bijdrage van de kwaliteit van de sliblaag aan het wortelmilieu overschat kunnen zijn bij het bepalen van de abiotische preferenties van de onderzochte soorten; de optimale nutriëntenconcentraties in de onderwaterbodem zouden dan bij een dunne sliblaag te

hoog zijn ingeschat. Het is namelijk niet bekend tot hoe diep de verschillende soorten wortelen, of ze bij een dunne sliblaag ook dieper wortelen in het onderliggende sediment en of dit bij de aanwezigheid van een sliblaag(je) anders is dan bij ongestoord beeksediment (zie paragraaf 1.7), waardoor moeilijk ingeschat kan worden of deze aanname daadwerkelijk een vertekening oplevert.

De bovengrondse biomassa van de vegetatie vertoonde geen duidelijke verband met de slibdikte of de fosforconcentratie in het poriewater, in tegenstelling tot in eerder onderzoek aan beken in de Achterhoek, waar de bedekking van submerse planten samenhang met de fosforconcentratie in het poriewater (Smolders et al., 2017). De productiviteit is echter niet direct te koppelen aan de bovengrondse biomassa, omdat veel van de locaties tot 5x per jaar gemaaid worden. Hierdoor is de productiviteit over het groeiseizoen veel hoger dan de bovengrondse biomassa aangeeft. Ook is de biomassaproductie soort-specifiek. Daarnaast kan het kleine oppervlak waarover de biomassa bemonsterd is een vertekend beeld geven van de bovengrondse biomassa die over een groter deel van de beek aanwezig is. Desondanks valt het op dat lage bovengrondse biomassa's (< 100-150 g dw/m²) alleen voorkomen bij een lage P-concentratie in het poriewater (P < 15 µmol/l (460 µg/l) (figuur 3.22).

Bij lage P-concentraties werd voor met name Drijvend fonteinkruid en Stomphoekig sterrenkroos een toch hoge bovengrondse biomassa gemeten. Opvallend is echter dat deze soorten voorkwamen bij een hoge concentratie anorganisch stikstof in het oppervlaktewater in vergelijking met soorten met een lage bovengrondse biomassa bij eenzelfde lage concentratie P in het poriewater. Dit zou erop kunnen wijzen dat voor deze soorten de biomassaproductie beperkt wordt door het aanbod van anorganisch stikstof. Ondanks dat met name Stomphoekig sterrenkroos altijd zeer hoge concentraties N in het plantweefsel bleek te hebben (ca 2750 mmol/kg dw), hadden zowel Stomphoekig sterrenkroos als Drijvend fonteinkruid nog steeds een vrij lage N:P-verhouding van 21 mol/mol, wat wijst op een in ieder geval niet al te sterke limitatie door fosfor of mogelijk nog co-limitatie met stikstof (zie Bijlage 5). Aan de andere kant vallen met name Fijne waterranonkel (weggelaten in de figuur met biomassa, omdat het slechts één waarneming betrof) en Waterviolier op. Deze soorten groeiden bij lage concentraties anorganische stikstof in het oppervlaktewater en het poriewater en hadden ook zeer lage concentraties stikstof in het plantweefsel (1400-1700 mmol/kg dw). Hierdoor hadden zij ook een zeer lage N/P-verhouding van 12, respectievelijk 14 mol/mol, wat kan duiden op limitatie door stikstof. Voor submerse macrofyten is uit de literatuur niet bekend waar op grond van de N/P-verhouding de grenzen liggen voor N- en voor P-limitatie. Voor de limitatie van algen wordt de Redfield-ratio (16:1 mol/mol) gebruikt (Redfield, 1958), maar voor terrestrische wetlandvegetaties lijkt de grens rond 33 mol/mol (15 g/g) te liggen (Verhoeven et al., 1996). Op één waarneming na (Teer vederkruid in de Heelsumse beek) liggen alle N:P-concentraties van de bemonsterde vegetaties onder 33. De meeste metingen liggen echter boven 16 mol/mol, op die van Smalle en Brede waterpest, Waterviolier en Fijne waterranonkel na. Of al deze soorten ook echt door stikstof gelimiteerd worden, is niet duidelijk. Voor Smalle waterpest lijkt dit in elk geval niet het geval, omdat de bovengrondse biomassa vrij hoog is bij een hoge concentratie van P in het poriewater en een gemiddelde concentratie anorganisch stikstof. In elk geval lijkt er eerder een soortspecifieke verhouding aanwezig te zijn, waardoor de N:P-verhouding per soort minder plasticiteit vertoont dan het milieu waarin hij groeit.

Ook in koolstofvoorziening was er een duidelijk verschil te zien tussen soorten. Op grond van de CO₂- en bicarbonaatconcentraties in het oppervlaktewater was duidelijk te zien dat een groot deel van de soorten die alleen CO₂ kunnen gebruiken (zie hoofdstuk literatuurstudie) voorkwamen bij lage bicarbonaatconcentraties (<1500 µmol/l). Alleen Waterviolier kwam bij hoge bicarbonaatconcentraties voor. Grote waterranonkel, waarvan het uit literatuur niet duidelijk blijkt of hij bicarbonaat kan gebruiken, kwam voor bij bicarbonaatconcentraties van gemiddeld rond 1500 µmol/l, waarvan de locatie in de Lage Raam duidelijk afweek van de lage concentraties elders. Gemiddeld over Nederland komt en kwam de soort echter voornamelijk in zachte wateren voor (900 µmol/l (Roelofs & Van Geest, in prep.); 700 µmol/l (De Lyon & Roelofs, 1986), wat een

duidelijke indicatie vormt dat de soort geen bicarbonaat gebruikt. Obligaat CO₂-gebruikende soorten kunnen in theorie ook voorkomen in harde wateren, mits de CO₂-concentratie hoog genoeg is, maar hebben dan wel concurrentie van soorten die wel bicarbonaat kunnen gebruiken. In praktijk worden de meeste van deze soorten daarom aangetroffen op locaties met zacht, bicarbonaatarm water. Uit het veldonderzoek blijkt echter dat op locaties waar een sliblaag werd aangetroffen, het water rijk was aan bicarbonaat. De aanwezigheid van veel slib in een beek zou hier een aandeel kunnen hebben in de verhoging van bicarbonaat in de beek, doordat er anorganisch koolstof vanuit het slib naar de waterlaag kan worden nageleverd. Dit zal met name gelden voor beken die van nature zacht water voeren doordat ze gevoed worden door kalkarm water, zoals die van oudsher aanwezig waren op de arme zandgronden. Dit kan goed de afname van zachtwatersoorten zoals Teer vederkruid en Drijvende waterweegbree in beken verklaren, maar mogelijk ook van algemenere soorten zoals Grote waterranonkel. Ook dit onderzoeken we door middel van een experiment waarin de koolstofbeschikbaarheid kan worden gevarieerd .

3.4.4 Conclusies

Ophoping van slib in beken leidt tot voedselrijkere omstandigheden in het wortelmilieu (meer fosfaat, ammonium en anorganisch koolstof), waardoor woekering door algemene soorten als Grof hoornblad en Waterpest wordt bevorderd. Deze dominantie wordt ook waargenomen als de waterlaag arm is aan nutriënten. Er kan interactie plaats vinden tussen de kwaliteit van het slib en de oppervlaktewaterkwaliteit: nutriënten (C, N, P) kunnen vanuit het slib vrijkomen in het oppervlaktewater en de concentratie van onder andere nitraat en sulfaat in het oppervlaktewater heeft effect op de processen die zich in het slib afspelen. Echter, de aanwezigheid van een sliblaag en de hogere beschikbaarheid van nutriënten in de sliblaag leveren op zichzelf al een concurrentievoordeel voor de hier genoemde algemene soorten op. De invloed van het slib op de woekering van algemene soorten is dus een duidelijke factor. Doelsoorten hebben hierdoor minder kans zich te handhaven; voor een deel van de soorten omdat zij hun optimum hebben in een voedselarm milieu en dus eerder worden weggeconcurrerd, en voor een ander deel van de soorten omdat zij weliswaar op voedselrijkere standplaatsen voor kunnen komen, maar een zandiger, harder en aeroob substraat prefereren om in te wortelen en geen slibafzetting op hun bladeren tolereren. Hierin zit ook een interactie tussen stroming en slibophoping: bij een hogere stroomsnelheid kan minder slib worden afgezet en blijft het substraat (grof)zandiger: alleen op luwe plekken wordt slib afgezet bij hogere stroomsnelheden. Hoe groot het effect van slibafzetting -in combinatie met stroming- is, zou ook kunnen worden uitgetest in een experiment met afzetting van voedselrijk en voedselarm slib.

Door de hogere concentraties van anorganisch stikstof, fosfor, maar ook bicarbonaat, kan het slib een bron vormen van deze stoffen in het oppervlaktewater. Hierdoor kan de aanwezigheid van een sliblaag in een deel van de beek ook de waterkwaliteit en daarmee ook de plantengroei stroomafwaarts beïnvloeden; ook op plekken waar geen slib aanwezig is.

4. Experimenten

4.1 Inleiding

Met behulp van experimenten kunnen kennisleemtes uit het literatuuronderzoek en hypothesen die aan de hand van de veldstudie zijn opgesteld, causaal worden onderzocht.

Uit zowel de literatuurstudie als de veldstudie blijkt dat de meeste doelsoorten een slib-arme beekbodem prefereren en dat slibophoping de dominantie van algemene, woekerende soorten stimuleert. Er zijn verschillende effecten beschreven van slibophoping die effect kunnen hebben op de begroeiing, waarvan de volgende mogelijke effecten uitgetest zullen worden:

- 1) De sliblaag bevat veel nutriënten, die door wortelende soorten kunnen worden opgenomen. Hierdoor gaan algemenere, voedselrijkere soorten de vegetatie domineren
- 2) Afbraakprocessen in de sliblaag genereren bicarbonaat. Dit bicarbonaat kan vrijkomen in het oppervlaktewater en kan in zwakgebufferde systemen de beschikbaarheid van bicarbonaat, de pH en de beschikbaarheid van CO₂ beïnvloeden. Soorten die alleen CO₂ kunnen gebruiken kunnen daardoor afsterven, of worden weggeconcentreerd door algemenere soorten die ook bicarbonaat als koolstofbron kunnen gebruiken.
- 3) Het afzetten van slib op de beekbodem veroorzaakt problemen voor waterplanten. Het gereduceerde wortelmilieu kan leiden tot toxiciteit en daardoor afsterven van doelsoorten.
- 4) Deze veronderstelde effecten zijn onderzocht in drie verschillende experimenten, die beschreven worden in paragraaf 4.2, 4.3 en 4.4.

4.2 Slib en nutriëntenbeschikbaarheid

4.2.1 Inleiding

Eén van de belangrijkste vragen in dit onderzoek is hoe slibophoping de verspreiding van doel- en woekersoorten beïnvloedt. Omdat slib de nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem beïnvloedt (zie H3), is een verandering in de concurrentiepositie tussen soorten een mogelijkheid. In dit experiment onderzoeken we de effecten van slib op twee paren gelijkvormig groeiende doel- en woekersoorten: smalle en brede waterpest en gewoon en stomphoekig sterrenkroos.

Smalle waterpest (*Elodea nutallii*) heeft zich in de jaren '50 van de vorige eeuw sterk uitgebreid. Tegelijk nam de verspreiding van Brede waterpest (*Elodea canadensis*) sterk af (zie hoofdstuk literatuuronderzoek). Het is niet duidelijk of de uitbreiding van Smalle waterpest ten koste is gegaan van die van Brede waterpest, maar in internationaal onderzoek worden wel duidelijk gevallen beschreven van locaties waar Smalle waterpest daadwerkelijk de plek van Brede waterpest in het veld heeft ingenomen (oa Simpson, 1990; James et al. 1998). Uit het veldonderzoek bleek dat Brede en Smalle waterpest momenteel een andere positie innemen met betrekking tot slibophoping: Brede waterpest kwam alleen voor op plekken zonder slib of een dunne sliblaag (gemiddeld 6 cm dik) en een lage concentratie P in het poriewater (gemiddeld 13 $\mu\text{mol P/l}$), terwijl Smalle waterpest voorkwam op veel dikkere sliblagen (gemiddeld 38 cm) en een hoge beschikbaarheid van P (gemiddeld 31 $\mu\text{mol P/l}$ in het poriewater). Eerder zijn experimenten beschreven waaruit bleek dat Smalle waterpest een sterkere concurrent was dan Brede waterpest bij een hogere fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater (Barrat-Segretain et al., 2004). Uit de veldstudie bleek echter dat Smalle waterpest in de onderzochte beken voorkwam bij even lage concentraties fosfaat in het oppervlaktewater als Brede waterpest. Omdat beide soorten in staat zijn om fosfor met hun wortels op te nemen (Eugelink, 1998), zou het ontstaan van dikke lagen voedselrijk slib de groei van Smalle waterpest kunnen bevorderen ten opzichte van die van Brede waterpest.

Ook stomphoekig sterrenkroos en gewoon sterrenkroos zijn twee soorten van hetzelfde geslacht met een zelfde groeivorm waarvan de een de ander de afgelopen decennia verdrongen lijkt te hebben, hoewel de link met voedselrijk slib hier minder duidelijk is. Stomphoekig sterrenkroos verspreidde zich vanuit het westen van Nederland en werd in begin jaren '90 slechts sporadisch in Pleistocene beken aangetroffen (Van den Dool & Bruinsma, 1991) en leek toen voornamelijk beperkt tot eutrofe beken, kwelgevoede beken en beken die met kanaalwater gevoed werden. De gebruikelijke sterrenkroossoort in beken was toen nog gewoon sterrenkroos. In het veldonderzoek kwamen deze twee soorten gemiddeld bij eenzelfde concentratie P in het poriewater van het sediment voor, waarbij het beekwater van de vindplaatsen van stomphoekig sterrenkroos iets meer P bevatte dan standplaatsen van gewoon sterrenkroos. Ook uit ander onderzoek blijkt dat gewoon sterrenkroos op iets voedselarmere standplaatsen, ook wat betreft P-beschikbaarheid in de bodem, voor kan komen dan stomphoekig sterrenkroos (Garbey et al., 2004).

4.2.2 Hypothesen

In dit experiment hebben we twee hypothesen getoetst:

- bij een lage P-concentratie in oppervlaktewater heeft aanwezigheid van een sliblaag grote invloed op P-opname planten;
- nutriëntenrijk slib bevordert de groei van algemene, eutrafente soorten meer dan die van doelsoorten.

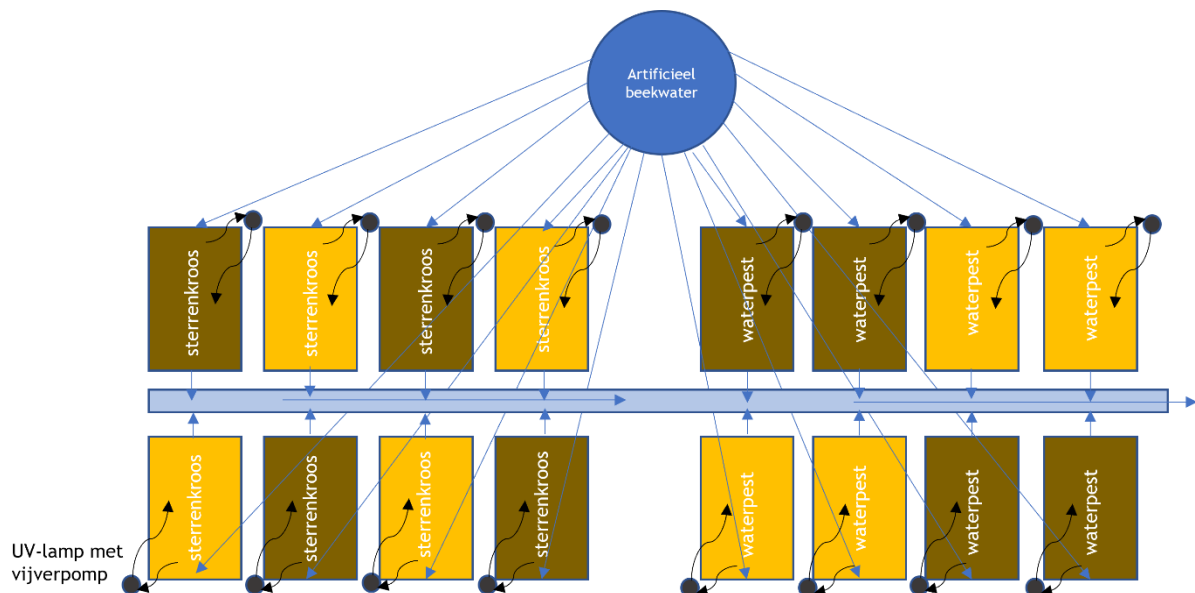
4.2.3 Proefopzet



Figuur 4.1. Proefopstelling in de kas.

Figure 4.1. Experimental set-up in the greenhouse.

Er is hier gekozen voor een opzet waarin de groei van een doelsoort (brede waterpest of gewoon sterrenkroos) wordt vergeleken met de groei van een minder gewenste soort (smalle waterpest, respectievelijk stomphoekig sterrenkroos). Deze soorten zijn telkens in combinatie met elkaar uitgezet op een zandbodem en op een slibbodem om het effect van sediment te testen. Voor deherkomst van het sediment is gekozen voor een locatie zonder slib waar brede waterpest is aangetroffen (Tongelreep) en voor een locatie met een dikke sliblaag waarop smalle waterpest dominant was (Eefsche beek). Het experiment werd in viervoud uitgevoerd (figuur 4,1; 4.2).



Figuur 4.2. Schematische weergave van de proefopzet. Geel: bakken met zand als sediment, bruin: bakken met slib als sediment.

Figure 4.2. Schematic representation of the experimental set-up. Yellow: containers with sand as sediment, brown: containers with slib as sediment.

4.2.4 Materiaal en methode

Als sediment voor het experiment werd zand uit de Tongelreep (brug bij Bruggerhuizen, tussen locaties 18 en 22 uit het veldonderzoek) en slib uit de Eefsche beek (locatie 2 uit het veldonderzoek) gebruikt. Plantmateriaal van smalle en brede waterpest was afkomstig van proeflocatie De Sinderhoeve van de WUR, stomphoekig sterrenkroos uit een bermsloot in Bommel en gewoon sterrenkroos uit het Apeldoorns Kanaal bij Loenen. Plantmateriaal van de waterpestsoorten werd op lengte van 10 cm geknipt en vervolgens met de onderste 4 cm in het sediment gestoken. Plantmateriaal van de sterrenkroossoorten werd uit elkaar gehaald en per los individu met de wortels in de bodem gestoken. De planten bleven daarbij intact. Per bak werden de individuen van de twee soorten om en om in het sediment gezet. Het experiment werd uitgevoerd in het kassencomplex van de Radboud Universiteit Nijmegen. Hier werd met lampen een dag/nachtritme aangehouden van 16 uur licht en 8 uur donker, waarbij verlicht werd met kunstverlichting op de momenten dat er te weinig natuurlijk licht tot de kas doordrong ($< 180 \text{ W/m}^2$). De kas werd verwarmd tot $20 \text{ }^\circ\text{C}$ overdag en $17 \text{ }^\circ\text{C}$'s nachts. Bij temperaturen boven $23 \text{ }^\circ\text{C}$ overdag en $20 \text{ }^\circ\text{C}$'s nachts werd de kas automatisch geventileerd.

Voor het experiment werd gebruik gemaakt van doorzichtige bakken van 84 liter (interne afmetingen circa $60,5 \times 37 \times 35,5 \text{ cm}$). In elke bak werd een laag sediment (zand of slib) aangebracht van ongeveer 10 cm dikte. Hierop werd voorzichtig een waterlaag met artificieel beekwater aangebracht van ongeveer 25 cm hoog. Na ongeveer een week, toen het opliggende water weer helder was, werden in elke bak 10 stekken van elke soort gezet. De stekken werden gelijkmatig verdeeld over het oppervlak en de verschillende soorten werden om en om geplaatst, waarbij telkens de waterpestsoorten in één bak geplaatst werden, en de sterrenkroossoorten in een andere (figuur 4.3).

In elke bak werd een vijverpomp gehangen (Eheim Universele pomp 1046219 300 L/h), die het water binnen de bak rondpompte met circa 3 liter per minuut, zodat er stroming ontstond. De uitstroomopening van de slangen van de vijverpompen bevond zich boven water, zodat het water in contact bleef met de lucht. Op deze manier werd voorkomen dat de waterlaag anaeroob zou kunnen worden. De vijverpomp was verbonden met een UV-lamp (Eheim Reeflex UV 350) geleid om algenbloei te voorkomen. Deze UV-lamp brandde 8 uur per nacht. Daarnaast werden de planten en de wanden van de bakken tweemaal per week handmatig ontdaan van benthische algen. Artificieel beekwater (tabel 4.2), dat in vaten naast de opstelling stond, werd met een snelheid van 5 l/dag in de bakken gepompt met behulp van Masterflex pompen, waardoor er per week 35 liter vers medium in de bakken werd toegevoerd. De bakken waren voorzien van een uitstroomopening, waaruit het teveel aan water weg kon stromen.

Tabel 4.1. *Initiële concentratie in het medium, concentratie in het oppervlaktewater (opp water) en concentratie in het poriewater in de bakken met de zandbodem en de slibbodem (μmol/l).*

Table 4.1. *Target concentration in the medium, concentration in the surface water (opp water) and concentration in the pore water in the containers filled with sand and the containers filled with sludge (μmol/l).*

	zand			slib		
	medium	opp water	poriewater	medium	opp water	poriewater
HCO ₃	3000	2100	2933	3000	1800	3925
Ca	500	225	736	500	325	1446
Mg	200	137	144	200	130	227
Na	3350	3563	2018	3350	3499	2000
K	100	73	138	100	57	193
Cl	1550	2645	1146	1550	2577	1305
SO ₄	100	115	91	100	357	240
NO ₃	150	<5	26	150	<5	2
NH ₄	50	<5	114	50	<5	57
P	0	0,50	12,0	0	1,20	22

Poriewater werd bemonsterd aan het begin en het eind van het experiment; oppervlaktewaterkwaliteit werd wekelijks bepaald. De bakken met waterpest werden na 4 weken geoogst, de bakken met sterrenkroos na 5 weken. Bij de oogst van de waterpest was het grootste deel van het oppervlak van de bakken bedekt met waterpest, waarbij de stekken van waterpest over elkaar heen groeiden. Waarschijnlijk was er dus al sprake van concurrentie. Bij de sterrekrozen was dit niet het geval. Bij de waterpestsoorten werd wekelijks de lengte van de langste scheut opgemeten in een steekproef in elke bak. Dit was vanwege de kwetsbaarheid niet mogelijk bij de sterrenkrozen. Bij de oogst werden de wortels en scheuten met kraanwater schoongemaakt, werden de scheuten opgemeten en het aantal zijscheuten geteld, en werden de wortels en scheuten gescheiden, waarna ze per bak gewogen werden.



Figuur 4.3. Experimentele bakken met waterpest (boven) en sterrenkroos (onder).
Figure 4.3. Experimental containers with *Elodea* species (top) and *Callitriche* species (bottom).

Wateranalyses

De pH van het grond-, porie- en oppervlaktewater werd gemeten met een standaard Ag/AgCl-elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC, som van CO_2 en HCO_3^-) werd bepaald met behulp van infrarood gasanalyse (ABB Advance Optima IRGA). De concentraties CO_2 en HCO_3^- werden met behulp van het pH-evenwicht berekend uit de concentraties totaal anorganisch koolstof. De alkaliniteit van het oppervlaktewater werd bepaald door een deel van het monster te titreren met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De monsters voor de autoanalyser werden bewaard bij een temperatuur van $-20\text{ }^\circ\text{C}$ tot aan de analyse. De monsters voor de ICP werden aangezuurd voor analyse en gekoeld bewaard bij $4\text{ }^\circ\text{C}$.

Biomassa-analyses

De biomassa werd minimaal 48 uur gedroogd bij 60 °C, waarna het drooggewicht werd bepaald. De biomassa van de vegetatie werd verder op eenzelfde manier verwerkt als de bodem voor een totaal-destructie en een C/N-analyse. Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde plantmateriaal fijngemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenanalyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

Chemische analyses

De analyses van calcium (Ca), magnesium (Mg), ijzer (Fe), aluminium (Al), silicium (Si), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S), en zink (Zn) werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO₃⁻) en ammonium (NH₄⁺) en fosfaat (PO₄³⁻) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat of ammoniummolybdaat en ascorbinezuur.

Statistische analyses

Om analyseresultaten beter te laten voldoen aan voorwaarden voor een normale verdeling, zijn concentraties ln(x+1) getransformeerd en verhoudingen wortel(x). Statistische analyses werden uitgevoerd met IBM SPSS Version 26. Significantie van verschillen in parameters tussen de behandelingen werden getoetst met een independent-samples t-test.

4.2.5 Resultaten

Porie- en oppervlaktewaterkwaliteit

Het slib en het zandsediment verschilden onderling in P-concentratie in het poriewater. Hoewel het zand met een poriewaterconcentratie van ongeveer 12 µmol/l niet echt arm was aan P, was het poriewater van het slib rijker met gemiddeld 22 µmol/l. Deze hogere concentratie zorgde ook voor een hogere concentratie aan fosfor in het oppervlaktewater: 1,2 µmol/l boven de slibbodem tegen 0,5 µmol/l boven de zandbodem. In beide bodems was ook anorganisch stikstof aanwezig: in de zandbodem zowel als nitraat als in de vorm van ammonium, in de slibbodem alleen als ammonium. Ondanks dat er ook nitraat en ammonium met het medium werden toegediend, was anorganisch stikstof in de waterlaag geheel uitgeput door nitrificatie, nitraatreductie en/of opnamen door planten. De bicarbonaatconcentratie was in het poriewater van het zand ongeveer even hoog als in het toegediende artificiële beekwater, maar was hoger in het poriewater van de sliblaag, wat wijst op een hoge afbraak van organisch materiaal in het slib. In het oppervlaktewater was de bicarbonaatconcentratie rond 2000 µmol/l. Dit was lager dan in het toegediende water door omzetting naar carbonaat en CO₂, en door opname door planten.

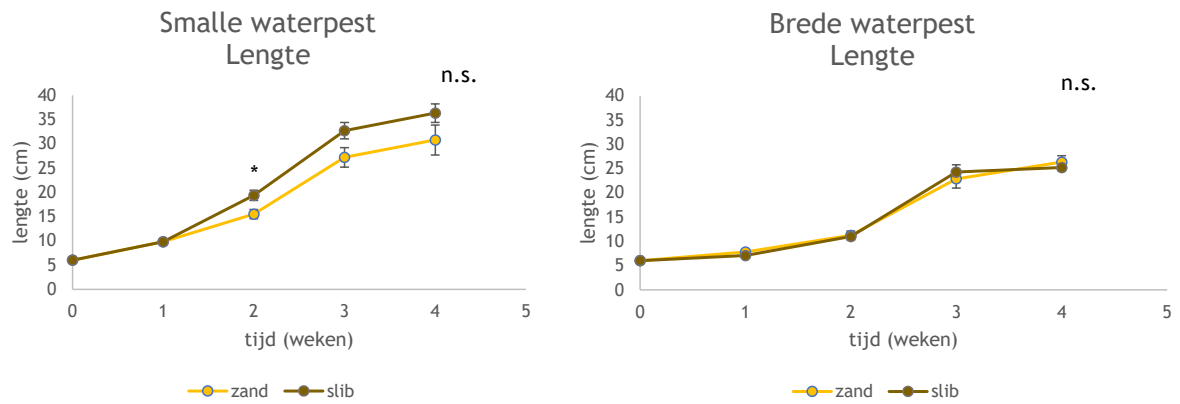
Waterpestsoorten

Lengte en biomassa

De lengte van de scheuten van smalle waterpest nam sneller toe dan de lengte van brede waterpest en begon na twee weken na de start van het experiment voor smalle waterpest een verschil tussen bodems te vertonen, waarbij de lengte op het slibsediment ongeveer 20% groter was dan op het zand. Hoewel de grootte van dit verschil in de twee volgende weken gemiddeld hetzelfde bleef, was dit verschil door de grotere spreiding niet meer significant (figuur 4.4). Brede waterpest vertoonde geen verschil in lengte tussen het slibsediment en het zand.

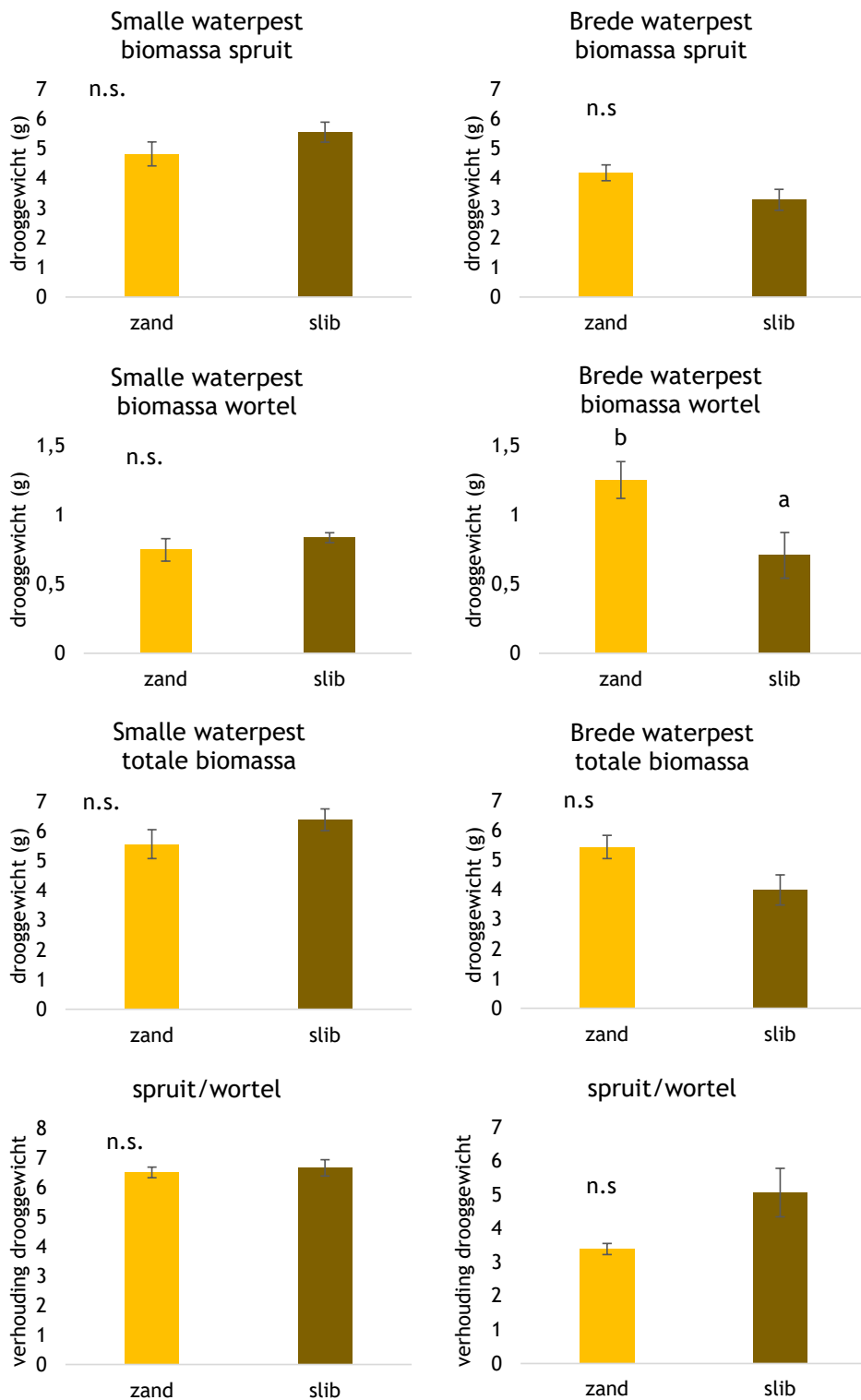
Hoewel de bedekking met smalle waterpest op het oog in de slibbakken hoger was dan in de zandbakken, was er geen significant verschil tussen de biomassa van de scheuten, de wortels en de totale biomassa van smalle waterpest op slib en op de zandbodem. Voor brede waterpest

verschilde alleen de biomassa van de wortels tussen de twee sedimenttypen: op het zand maakte de soort 1,8x zoveel wortelmassa aan als in de sliblaag.



Figuur 4.4. Bovengrondse lengte van *Smalle waterpest* (links) en *Brede waterpest* (rechts). Foutbalken geven de standaardfout weer. Significante verschillen worden aangeduid met een sterretje.

Figure 4.4. Above-ground length of *Elodea nutallii* (left) and *Elodea canadensis* (right) on the sand sediment (yellow lines) and on the sludge sediment (brown lines). Error bars represent the standard error of the mean. Significant differences are indicated by an asterisk.

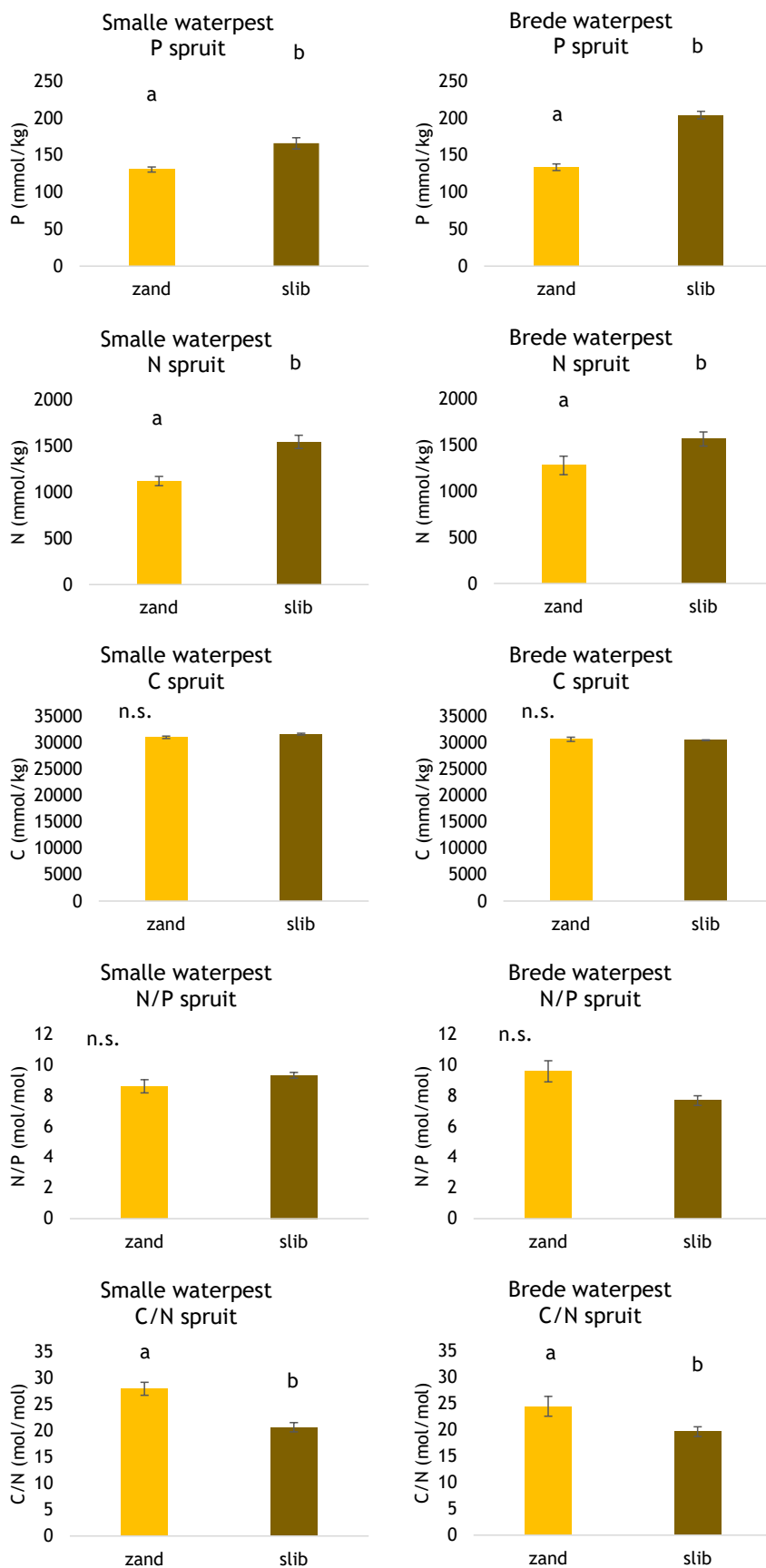


Figuur 4.5. Van boven naar beneden: biomassa van de spruiten, biomassa van de wortels, totale biomassa en spruit/wortel-verhouding in de planten op het zand (geel) en op het slib (bruin). Links: Smalle waterpest, rechts: Brede waterpest. Foutbalken geven de standaardfout weer. Significante verschillen worden aangeduid met letters.

Figure 4.5. From top to bottom: shoot biomass, root biomass, total biomass and shoot to root ratio on the sand sediment (yellow) and on the sludge sediment (brown). Left: *Elodea nutallii*, right: *Elodea canadensis*. Error bars represent the standard error of the mean. Significant differences are indicated by letters.

In de samenstelling van de planten was de groei op de nutriëntenrijke sliblaag echter wel goed te herkennen: zowel smalle als brede waterpest accumuleerden veel meer P en N in hun weefsel op de sliblaag. Omdat deze nutriënten beide meer opgenomen werden, verschilde de N/P-verhouding niet significant tussen de twee sedimenttypen. Beide soorten hadden op de sliblaag wel een lagere C/N-verhouding (figuur 4.6).

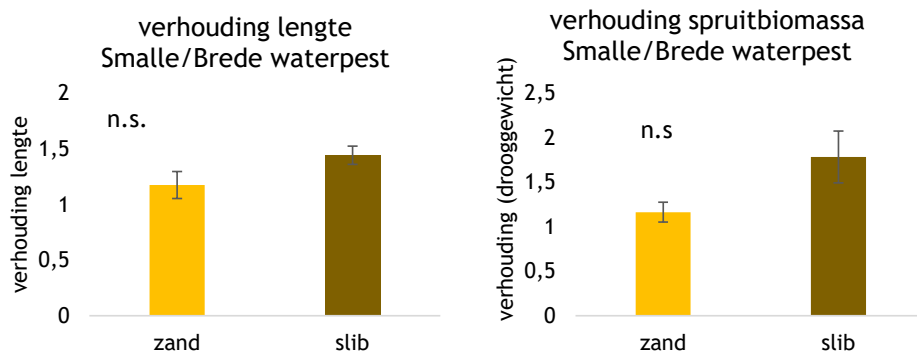
Als we kijken naar de verandering in de verhouding tussen de scheutlengtes van beide soorten, dan vertoont de verhouding een lichte trend ($p = 0,12$) naar een gunstigere verhouding voor smalle waterpest op slib. Ook in de verhouding van de spruitbiomassa, waarvan het gemiddelde 1,5 x zo groot is op de sliblaag, is het verschil niet significant, maar zou wel van een trend gesproken kunnen worden ($p=0,83$) (figuur 4.7).



Figuur 4.6. Van boven naar beneden: concentratie van P, N, C, N/P-verhouding en C/N-verhouding in de planten op het zand (geel) en op het slib (bruin). Links: Smalle waterpest, rechts:

Brede waterpest. Foutbalken geven de standaardfout weer. Significante verschillen worden aangeduid met letters.

Figure 4.6. From top to bottom: concentration of P, N, C, N/P ratio and C/N ratio in the plants on the sand sediment (yellow) and on the sludge sediment (brown). Left: *Elodea nutallii*, right: *Elodea canadensis*. Error bars represent the standard error of the mean. Significant differences are indicated by letters.



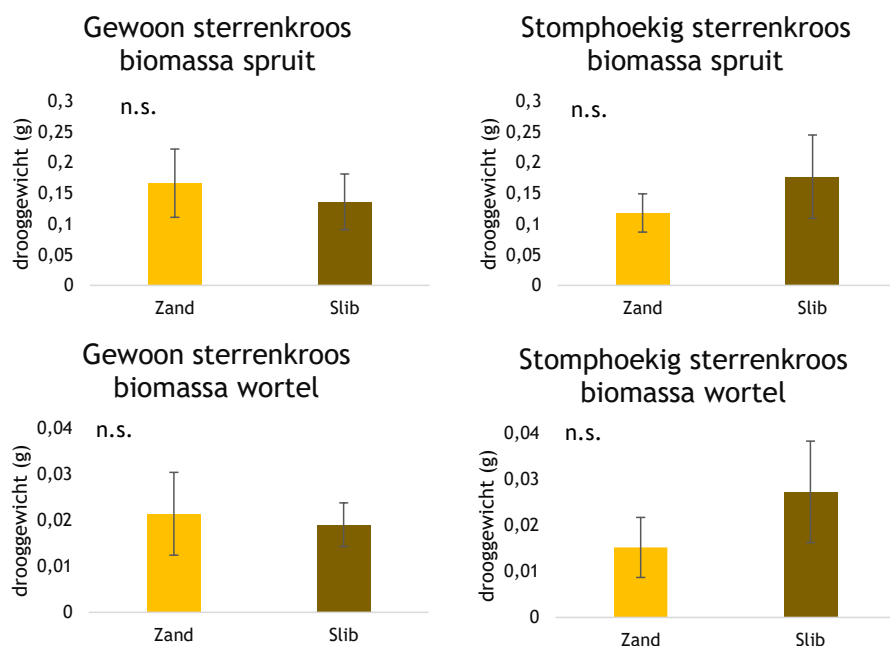
Figuur 4.7. Verhouding tussen lengte (links) en van spruitbiomassa (rechts) van smalle en brede waterpest op het zand (geel) en op het slib (bruin). Links: Smalle waterpest, rechts: Brede waterpest. Foutbalken geven de standaardfout weer.

Figure 4.7. Ratio of length (left) and sprout biomass (right) of *Elodea nutallii* and *Elodea canadensis* on the sand sediment (yellow) and on the sludge sediment (brown). Error bars represent the standard error.

Sterrenkroossoorten

Biomassa

De sterrenkroossoorten vertoonden na 5 weken nog geen enkele groei. Bij de oogst bedroeg de massa gemiddeld minder dan 0,2 gram per bak (figuur 4.8). Er werden geen significante verschillen tussen de sedimenten gevonden. De geogste biomassa was te weinig om de chemische samenstelling van de planten mee te bepalen.



Figuur 4.8 Biomassa van de spruiten (boven) en biomassa van de wortels (onder) van de planten op het zand (geel) en op het slib (bruin). Links: Gewoon sterrenkroos, rechts: Stomphoekig

sterrenkroos. Foutbalken geven de standaardfout weer. Significante verschillen worden aangeduid met letters.

Figure 4.8. Shoot biomass (top) and root biomass (bottom) of plants on the sand sediment (yellow) and on the sludge sediment (brown). Left: *Callitriche platycarpa*, right: *Callitriche obtusangula*. Error bars represent the standard error of the mean. Significant differences are indicated by letters.

4.2.6 Discussie en conclusies

Zowel smalle als brede waterpest namen meer P en N op de slibbodem dan op de zandbodem. Dit is een duidelijk effect van nutriëntenopname uit het slib, bij P-arm beekwater. Hiermee wordt nogmaals bevestigd dat smalle en brede waterpest, beide soorten die geen heel sterke worteling kennen, toch met hun wortels nutriënten uit het sediment kunnen opnemen. Bij brede waterpest zou dit een belangrijke voedingsstrategie te zijn, aangezien de soort in het wat P-armere zand aanzienlijk meer wortelbiomassa aanmaakt dan in het slib, waar P meer beschikbaar is. Een minder sterke beworteling van de sliblaag kan ook een strategie zijn om met zuurstofloos sediment om te gaan (Raun et al., 2010). Naast P werd ook meer N opgenomen uit de slibbodem, hoewel het zand in het poriewater bij aanvang van het experiment (tabel 4.1) eveneens veel anorganisch stikstof bevatte. Aan het eind van het experiment was het anorganisch stikstof in het poriewater echter uitgeput en het verschil in stikstofopname op de sliblaag kan goed verklaard worden door de hoge afbraak van organisch materiaal in de sliblaag, waarbij vrijgekomen anorganisch stikstof snel wordt opgenomen en daardoor geen hoge concentraties in het poriewater bereikt. De hoge opname van nutriënten kan omschreven worden als 'luxe-consumptie', en is een vorm van plasticiteit van de planten waardoor ze ervoor kunnen zorgen ook nog te kunnen groeien als de P-beschikbaarheid afneemt. Dit kan zowel een strategie zijn van snelle groeiers, die het opgenomen fosfor snel gebruiken, als voor tragere groeiers die dit opnemen voor groei op langere termijn (Garbey et al., 2004). Zowel van smalle als van brede waterpest is bekend dat zij zeer een zeer variabel P-gehalte in hun weefsel kunnen opslaan, al naar gelang de nutriëntenbeschikbaarheid waaronder zij groeien (Garbey et al., 2004). In de veldstudie van dit onderzoek overlaptten de twee soorten eveneens in P-gehalte, maar het N-gehalte was gemiddeld hoger in brede waterpest (bijlage 5), terwijl er in dit experiment meer overlap was. Het hogere N-gehalte van de planten op het slib leidde tot een lagere C/N-verhouding in de biomassa. Hierdoor is afgebroken of afgestorven plantmateriaal beter afbreekbaar, waardoor er weer sneller nutriënten uit vrij kunnen komen.

Door het gebrek aan biomassa-ontwikkeling van de sterrenkroossoorten, konden de nutriëntengehalten in de planten niet gemeten worden. Zowel uit de veldstudie, als uit een studie waarbij de gehalten op locaties waarbij beide soorten voorkwamen werden gemeten, bleek dat het P-gehalte van gewoon sterrenkroos lager was dan van stomphoekig sterrenkroos, en dat de soort op locaties met een hogere P-beschikbaarheid minder P accumuleerde dan stomphoekig sterrenkroos (Garbey et al., 2004). Uit de veldstudie bleek dat de soort ook minder N accumuleerde. Dit zou kunnen betekenen dat gewoon sterrenkroos minder goed in staat is om onder wisselende omstandigheden nog even efficiënt gebruik te maken van nutriënten als stomphoekig sterrenkroos.

Smalle waterpest leek op het slibsediment relatief harder te groeien (lengte en biomassa) dan op het zand en daardoor een competitief voordeel op het slib te hebben ten opzichte van brede waterpest, maar doordat alleen sprake was van een trend en niet van een significant verschil, kunnen hier geen harde conclusies aan verbonden worden. Waarschijnlijk was een verschil in groei duidelijker geweest als in het experiment P-armere zand gebruikt was, als er meer herhalingen per behandeling waren ingezet, of als het experiment langer doorgelopen had. Het feit dat er wel 'luxe-consumptie' van nutriënten optrad, kan betekenen ook betekenen dat er in het experiment een andere factor was die sterker beperkend in de groei was dan P of N. Omdat smalle waterpest een betere concurrent is in voedselrijk oppervlaktewater dan brede waterpest (Barrat-Segretain et al., 2004) en er uit dit experiment en eerdere experimenten (Eugelink, 1998) blijkt dat smalle

waterpest ook goed nutriënten opneemt uit slib, waarbij de groeisnelheid van smalle waterpest in het algemeen ook groter is dan die van brede waterpest (Eugelink, 1998), is het echter wel aannemelijk dat er daadwerkelijk een voordeel voor smalle waterpest is van een nutriëntenrijke sliblaag. Een groter effect op de biomassa van smalle waterpest dan bij de uitgeteste P-beschikbaarheid werd in het veld waargenomen bij een poriewaterconcentratie boven 40 $\mu\text{mol/l}$ (Smolders et al., 2017). De P-gehalten in smalle waterpest waren op die locaties meestal vergelijkbaar met hier gemeten P-gehalten in de planten op het slib en op het zand, wat aangeeft dat het voor smalle waterpest niet noodzakelijk is om nog meer P in het weefsel te accumuleren voor er meer biomassa productie plaats kan vinden.

Net als in de twee hierna beschreven experimenten liet dit experiment zien dat er geen negatief effect van slibophoping op de groei was: noch brede, noch smalle waterpest presteerden slechter met slibophoping. Een eventueel acuut toxisch effect kan daarmee het minder frequente voorkomen van doelsoorten op nutriëntenrijk slib niet verklaren. Een verschil in competitiekracht tussen doel- en woekersoorten ligt daarmee meer voor de hand.

4.3 Slib en koolstofbeschikbaarheid

4.3.1 Inleiding

Veel soorten van zwakgebufferde omstandigheden zijn in beken sterk achteruitgegaan. Deze achteruitgang is bijvoorbeeld waarneembaar in de van oudsher zwakgebufferde beken op het Veluwe-massief, die de belangrijkste vindplaats in Nederland van deze soorten in stromende wateren vormen. Deze achteruitgang lijkt gekoppeld te zijn met een verhoging van de pH (en dus een afname van de CO₂-concentratie) of een toename van de bicarbonaatconcentratie. Obligate CO₂-gebruikers hebben voldoende CO₂ in het oppervlaktewater nodig om in hun koolstofbehoefte te voorzien zolang ze submers groeien. Is er niet voldoende CO₂ dan is er geen groei mogelijk. Is er wel voldoende CO₂, maar ook veel bicarbonaat, dan kunnen bicarbonaatgebruikers de CO₂-gebruikers overwoekeren.

Als obligate CO₂-gebruiker wordt hier gekozen voor Teer vederkruid (*Myriophyllum alterniflorum*), een soort die in beken sterk is afgenomen (zie literatuuronderzoek). Als soort die ook bicarbonaat kan gebruiken, wordt gekozen voor Aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*); een soort die nu meer voorkomt in beken op de Veluwe.

4.3.2 Hypothesen

In dit experiment hebben we drie hypothesen getoetst:

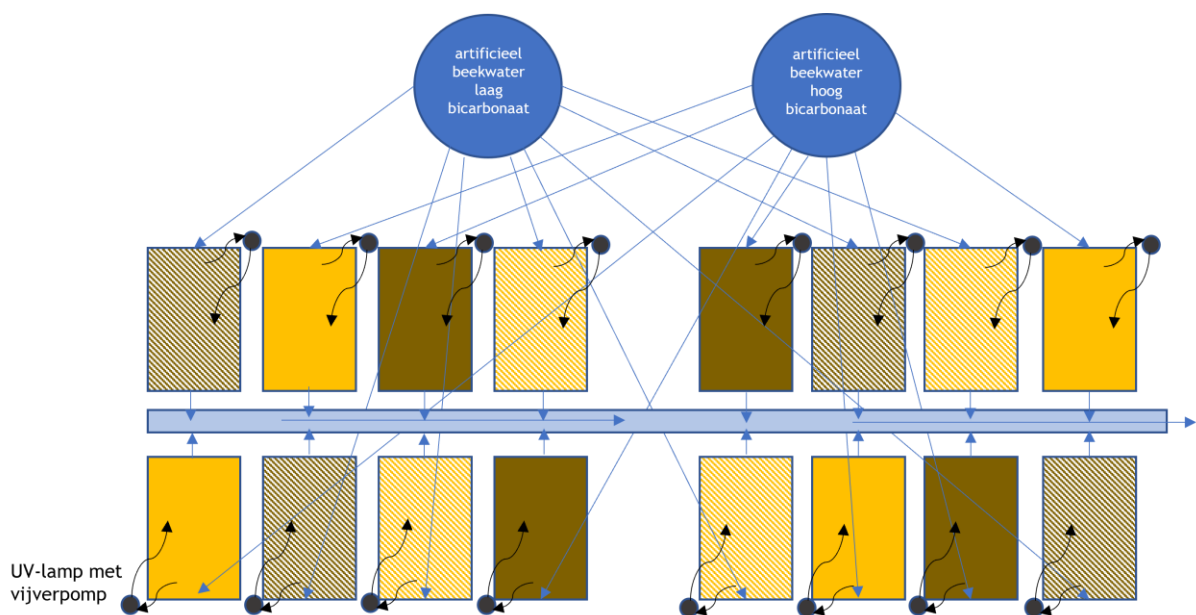
- een verhoogde concentratie bicarbonaat in combinatie met een gebruikelijke CO₂-concentratie in het oppervlaktewater zorgt voor een sterkere toename in groeisnelheid van bicarbonaatgebruikende soorten ten opzichte van obligate CO₂-gebruikers;
- slib is een oorzaak van deze verschuiving in groeisnelheden; deze verschuiving wordt zowel door de verhoogde beschikbaarheid van bicarbonaat als door de verhoogde beschikbaarheid van voedingsstoffen veroorzaakt;
- de abiotische standplaatsomstandigheden op slib (gereduceerd milieu; hoger concentraties aan o.a. ijzer, hoge concentraties P en N) zijn op zichzelf niet het probleem voor obligate CO₂-gebruikende soorten.

4.3.3 Proefopzet

Er is hier gekozen voor een opzet waarin de groei van een doelsoort die waarschijnlijk alleen CO₂ kan gebruiken (Teer vederkruid) wordt vergeleken met de groei van een minder gewenste, bicarbonaatgebruikende soort (Aarvederkruid). Deze soorten zijn telkens in combinatie met elkaar uitgezet op een zandbodem en op een slibbodem om het effect van het sediment te testen. Voor de herkomst van het sediment is gekozen voor een locatie zonder slib waar teer vederkruid is aangetroffen (Heelsumse Beek) en voor een locatie met een dikke, eutrofe sliblaag (Eefsche beek). Het experiment werd in viervoud uitgevoerd (figuur 4,9; 4.10).



Figuur 4.9. Proefopstelling in de kas.
Figure 4.9. Experimental set-up in the greenhouse.



Figuur 4.10. Schematische weergave van de proefopzet. Geel: bakken met zand als sediment, bruin: bakken met slib als sediment. Gestreepte bakken: lage bicarbonaatconcentratie; egaal gekleurde bakken: hoge bicarbonaatconcentraties.

Figure 4.10. Schematic representation of the experimental set-up. Yellow: containers with sand as sediment, brown: containers with slib as sediment. Dashed containers: low bicarbonate concentrations; solid-coloured containers: high bicarbonate concentrations.

4.3.4 Materiaal en methode

Als sediment voor het experiment werd zand uit de Heelsumse beek (locatie 45 uit het veldonderzoek) en slib uit de Eefsche beek (locatie 2 uit het veldonderzoek) gebruikt. Plantmateriaal van Teer vederkruid was afkomstig uit de Leemkuilen (Noord-Brabant) en de Heelsumse Beek (locatie 45). Plantmateriaal van Aarvederkruid was afkomstig uit de proeftuin van de Radboud Universiteit Nijmegen. Planten werden gestekt, opgekweekt en vervolgens nogmaals gestekt tot een lengte van 10 cm. Het experiment werd uitgevoerd in het kassencomplex van de Radboud Universiteit Nijmegen. Hier werd met lampen een dag/nachtritme aangehouden van 16 uur licht en 8 uur donker, waarbij verlicht werd met kunstverlichting op de momenten dat er te weinig natuurlijk licht tot de kas doordrong ($< 180 \text{ W/m}^2$). De kas werd verwarmd tot $20 \text{ }^\circ\text{C}$ overdag en $17 \text{ }^\circ\text{C}$'s nachts. Bij temperaturen boven $23 \text{ }^\circ\text{C}$ overdag en $20 \text{ }^\circ\text{C}$'s nachts werd de kas automatisch geventileerd.

Voor het experiment werd gebruik gemaakt van doorzichtige bakken van 84 liter (interne afmetingen circa $60,5 \times 37 \times 35,5 \text{ cm}$). In elke bak werd een laag sediment (zand of slib) aangebracht van ongeveer 10 cm dikte. Hierop werd voorzichtig een waterlaag met artificieel beekwater aangebracht van ongeveer 25 cm hoog (figuur 4.11). Na ongeveer een week, toen het opliggende water weer helder was, werden in elke bak 10 stekken van elke soort gezet. De stekken werden gelijkmatig verdeeld over het oppervlak en de verschillende soorten werden om en om geplaatst. De stekken werden ongeveer 4 cm in het sediment gestoken, zodat er bovengronds 6 cm scheut over was. Ongeveer 1 cm onder de het wateroppervlak werd gaas met een maaswijdte van ongeveer 12 mm geplaatst, om te voorkomen dat de planten met hun bladeren of stengels boven het water uit zouden komen en CO_2 uit de lucht op zouden kunnen nemen.



Figuur 4.11. Zijaanzicht van een van de bakken met zandsediment.

Figure 4.11. Side view of one of the sand sediment containers.

In elke bak werd een vijverpomp gehangen (Eheim Universele pomp 1046219 300 L/h), die het water binnen de bak rondpompte met circa 3 liter per minuut, zodat er stroming ontstond. De uitstroomopening van de slangen van de vijverpompen bevond zich boven water, zodat het water in contact bleef met de lucht. Op deze manier werd voorkomen dat de waterlaag anaeroob zou kunnen worden. De vijverpomp was verbonden met een UV-lamp (Eheim Reeflex UV 350) geleid om algenbloei te voorkomen. Deze UV-lamp brandde 8 uur per nacht. Daarnaast werden de planten en de wanden van de bakken tweemaal per week handmatig ontdaan van benthische algen. Artificieel beekwater (tabel 4.2), dat in vaten naast de opstelling stond, werd met een snelheid van 5 l/dag in de bakken gepompt met behulp van Masterflex pompen, waardoor er per week 35 liter vers medium in de bakken werd toegevoerd. De bakken waren voorzien van een uitstroomopening, waaruit het teveel aan water weg kon stromen.

De twee typen sediment werden in een full-factorial design gecombineerd met twee typen beekwater: een type met laag bicarbonaat en een type met hoog bicarbonaat (tabel 4.2). Om de gewenste CO₂-concentratie in de bakken te bereiken, werden de voorraadvaten met het medium (artificieel beekwater) doorborreld met CO₂ uit een CO₂-gas Cilinder totdat het verzadigd was. Drie keer per week werd de CO₂ concentratie gemeten (IRGA-TIC, omgerekend via pH-meting) en eventueel bijgesteld door de bakken direct vanuit de CO₂-cilinder kort te doorborrelen.

Tabel 4.2. *Initiële concentratie in het medium, concentratie in het oppervlaktewater (opp water) en concentratie in het poriewater in de bakken met de zandbodem en de slibbodem bij laag of bij hoog bicarbonaat (μmol/l).*

Table 4.2. *Initial concentration in the medium, concentration in the surface water (opp water) and concentration in the pore water (poriewater) in the containers with the sand sediment and the sludge sediment at low or at high bicarbonate concentrations (μmol/l).*

	zand						slib					
	bicarbonaat laag			bicarbonaat hoog			bicarbonaat laag			bicarbonaat hoog		
	medium	opp water	poriewater	medium	opp water	poriewater	medium	opp water	poriewater	medium	opp water	poriewater
CO ₂	150	153	263	150	115	1215	150	108	870	150	41	634
HCO ₃	50	346	772	3000	3160	2325	50	1183	2812	3000	2906	3580
Ca	500	646	755	500	581	420	500	1368	2385	500	662	1395
Mg	200	232	355	200	201	214	200	227	381	200	208	257
Na	3150	3167	3152	3150	3238	3143	3150	3145	2888	3150	3171	2911
K	100	144	134	100	141	144	100	115	152	100	106	124
Cl	4500	5017	4919	1550	1798	1757	4500	4843	4715	1550	1782	1780
SO ₄	0	5	15	0	8	18	0	258	517	0	330	573
NO ₃	150	71	40	150	40	21	150	11	<5	150	2	<5
NH ₄	50	<5	<5	50	<5	<5	50	<5	<5	50	<5	<5
P	0	0,03	0,2	0	0,08	0,31	0	0,15	22	0	0,25	21

Na circa 11, 21 en 32 dagen, en op het zand ook na 46 dagen, werden de langste scheuten van de individuele planten opgemeten. Poriewater werd bemonsterd aan het begin en het eind van het experiment; oppervlaktewaterkwaliteit werd wekelijks bepaald. Toen de bakken met de slibbodem na ongeveer 32 dagen, dichtgegroeid waren met planten, werden de planten geoogst. Omdat de groei op de zandbodem sterk achterbleef, werden deze planten pas twee weken later geoogst. Bij de oogst werden de wortels en scheuten met kraanwater schoongemaakt, werden de scheuten opgemeten en het aantal zijscheuten geteld, en werden de wortels en scheuten gescheiden, waarna ze per bak gewogen werden.

Chemische analyses

De pH van het grond-, porie- en oppervlaktewater werd gemeten met een standaard Ag/AgCl-elektrode verbonden met een radiometer (Copenhagen, type TIM840). De hoeveelheid opgelost anorganisch koolstof (TIC, som van CO₂ en HCO₃⁻) werd bepaald met behulp van infrarood gasanalyse (ABB Advance Optima IRGA). De concentraties CO₂ en HCO₃⁻ werden met behulp van het pH-evenwicht berekend uit de concentraties totaal anorganisch koolstof. De alkaliniteit v het oppervlaktewater werd bepaald door een deel van het monster te titreren met verdund zoutzuur tot pH 4,2. De monsters voor de autoanalyser werden bewaard bij een temperatuur van -20 °C tot aan de analyse. De monsters voor de ICP werden aangezuurd voor analyse en gekoeld bewaard bij 4 °C.

Biomassa-analyses

De biomassa werd minimaal 48 uur gedroogd bij 60 °C, waarna het drooggewicht werd bepaald. De biomassa van de vegetatie werd verder op eenzelfde manier verwerkt als de bodem voor een totaal-destructie en een C/N-analyse. Voor de analyse van de totale hoeveelheid koolstof en stikstof werd een deel van het verzamelde plantmateriaal fijngemalen in een kogelmaler. Afhankelijk van het soortelijk gewicht van het materiaal en de verwachte concentraties, werd een kleine hoeveelheid (3-40 mg) van het gemalen materiaal in een tinnen container afgewogen, waarna het in een CNS-elementenanalyser (EA NA 1500 en EA100 van Carlo Erba-Thermo Fisher Scientific) werd geanalyseerd.

Chemische analyses

De analyses van calcium (Ca), magnesium (Mg), ijzer (Fe), aluminium (Al), silicium (Si), mangaan (Mn), fosfor (P), zwavel (S), en zink (Zn) werden uitgevoerd met behulp van Inductief Gekoppeld Plasma - Optische Emissie Spectrometrie (ARCOS MV, Spectro). De concentraties nitraat (NO₃⁻) en ammonium (NH₄⁺) en fosfaat (PO₄³⁻) werden colorimetrisch bepaald met een Seal auto-analyser III met behulp van resp. salicylaatreagens, hydrazinesulfaat of ammoniummolybdaat en ascorbinezuur.

Statistische analyses

Om analyseresultaten beter te laten voldoen aan voorwaarden voor een normale verdeling, zijn concentraties ln(x+1) getransformeerd en verhoudingen wortel(x). Statistische analyses werden uitgevoerd met IBM SPSS Version 26. Significantie van verschillen in parameters tussen de behandelingen werden getoetst met een eenweg-ANOVA, gevolgd door een Tukey post-hoc-test.

4.3.5 Resultaten

Poriewater- en oppervlaktewaterkwaliteit

In het poriewater van de zandbodem dat het beekwater met een lage bicarbonaatconcentratie ontving, was de concentratie bicarbonaat hoger dan in het toegediende medium: bijna 800 µmol/l (tabel 4.2). Hierdoor, en door omzetting van CO₂ in bicarbonaat, was de concentratiebicarbonaat in het oppervlaktewater wat hoger dan in het toegediende medium: ongeveer 350 µmol/l. Deze concentratie ligt ver onder de concentratie die voor bicarbonaatgebruikende planten voldoende is om in hun koolstofbehoefte te voorzien. In de bakken met zand die een hoge bicarbonaatconcentratie kregen toegediend, werd de bicarbonaatconcentratie in het poriewater duidelijk beïnvloed door het toegediende beekwater: de concentratie in het poriewater was met circa 2300 µmol/l hoger dan in de bakken met laag bicarbonaat en iets lager dan in het toegediende medium. Een deel van het toegediende bicarbonaat werd omgezet in CO₂ en dit resulteerde in een CO₂ concentratie in het poriewater van circa 1200 µmol/l. De bicarbonaatconcentratie in het oppervlaktewater was ongeveer gelijk aan de toegediende concentratie van 3000 µmol/l. De CO₂-concentratie in het water fluctueerde, maar lag in de bakken met het zandsediment tussen 100 en 200 µmol/l.

In de bakken met het slibsediment was de bicarbonaatconcentratie in het poriewater veel hoger: in de lage bicarbonaatbehandeling lag deze rond 2800 $\mu\text{mol/l}$ in het poriewater. Hierdoor was de concentratie van bicarbonaat in het oppervlaktewater veel hoger dan in bij de het zandsediment: meer dan 1100 $\mu\text{mol/l}$. Hoewel dit aan de lage kant is voor bicarbonaatgebruikende waterplanten is, is niet uit te sluiten dat dit toch enig voordeel voor bicarbonaatgebruikers op kan leveren. In de bakken met het slib en de hoge bicarbonaatbehandeling was de bicarbonaatconcentratie in het poriewater en het oppervlaktewater ongeveer even hoog als in het toegediende beekwater (3000 $\mu\text{mol/l}$).

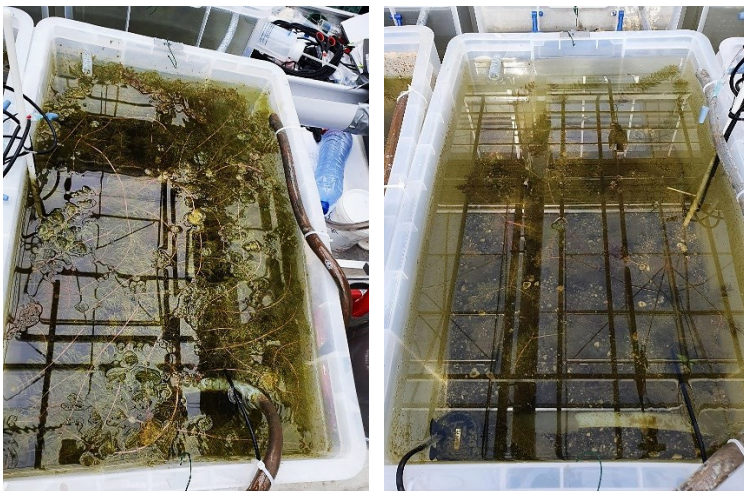
Met het artificiële beekwater werd geen P toegediend; enerzijds om het effect van slib op de P-huishouding te kunnen bestuderen in P-arm beekwater, anderzijds ook om algenbloei in het experiment te voorkomen. Het zand van de Heelsumse Beek had een zeer lage concentratie van P in het poriewater: 0,2 - 0,3 $\mu\text{mol/l}$. Hierdoor bleef de concentratie van P in het oppervlaktewater ook zeer laag (<0,1 $\mu\text{mol/l}$). Het slib had een veel hogere P-beschikbaarheid met ongeveer 20 $\mu\text{mol/l}$ in het poriewater. Oppervlakterwaterconcentraties waren hierdoor iets hoger: 0,15-0,25 $\mu\text{mol/l}$.

Met het artificiële beekwater werd wel ammonium (50 $\mu\text{mol/l}$) en nitraat (150 $\mu\text{mol/l}$) toegediend. Ammonium raakte echter al snel uitgeput in de bakken, vermoedelijk door nitrificatie en mogelijk ook door opname. Nitraat was in de bakken met het zandsediment nog wel aanwezig met concentraties tussen 40 en 70 $\mu\text{mol/l}$. In de bakken met de slibbodem raakte dit ook uitgeput. Dit kan enerzijds gelegen hebben aan hogere opname door de grotere plantbiomassa in deze bakken, maar anderzijds ook aan een hogere denitrificatie, waarbij nitraat gebruikt wordt als elektronacceptor bij de oxidatie van de grotere hoeveelheden goed afbreekbare organische stof in het slib, waarbij stikstofgas ontstaat.

Lengte, zijscheuten en biomassa

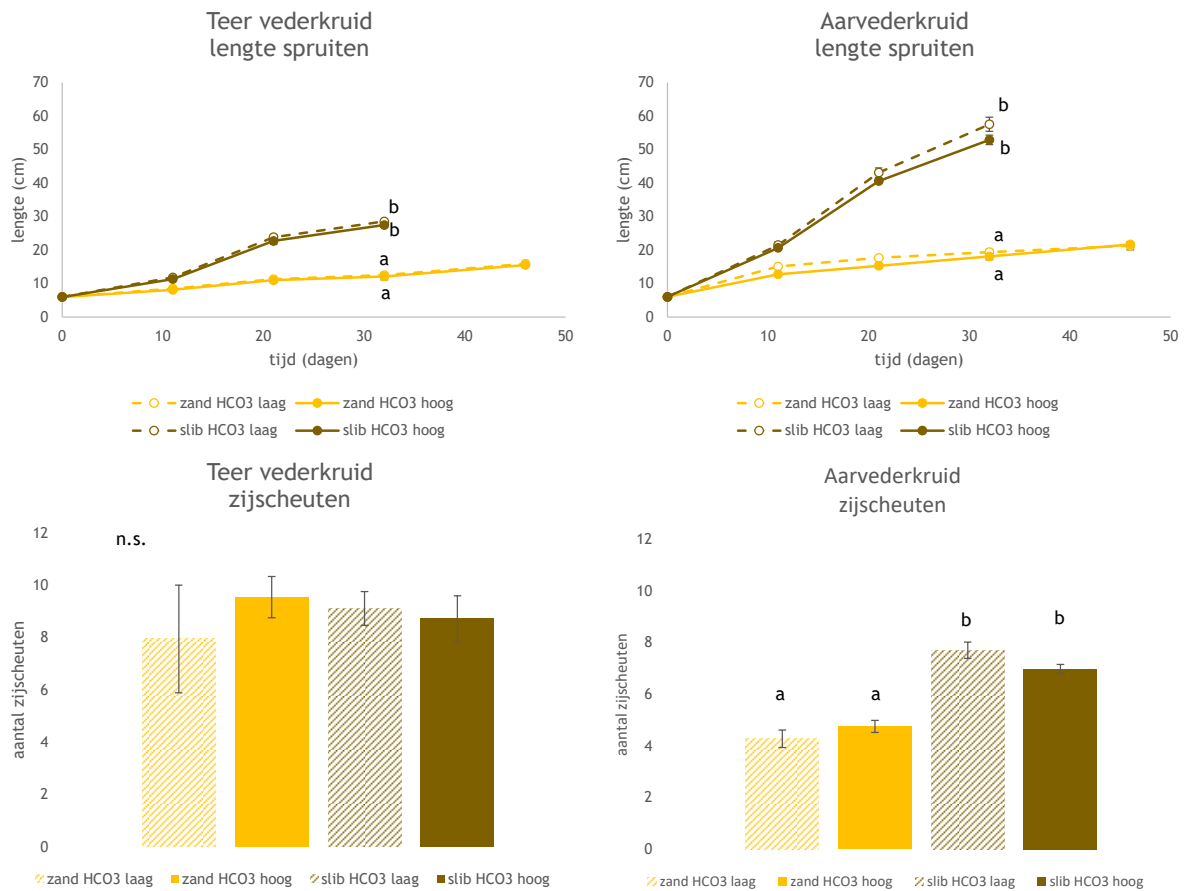
De scheuten van zowel Teer vederkruid als van Aarvederkruid werden veel langer op de slibbodem dan op de zandbodem (figuur 4.13). Er was geen verschil in de lengtes van deze planten tussen de behandeling met een hoge en met een lage concentratie bicarbonaat.

Aan het eind van het experiment, bij de oogst, had Aarvederkruid op de slibbodem veel meer zijscheuten gemaakt dan op de zandbodem. Voor Teer vederkruid was er geen verschil in het aantal zijscheuten. Ook was er geen effect van de behandeling met bicarbonaat op het aantal zijscheuten.



Figuur 4.12. Biomassa-ontwikkeling aan het eind van het experiment in een bak met slibsediment (links) en een bak met zandsediment (rechts).

Figure 4.12. Biomass development at the end of the experiment in a container with sludge sediment (left) and a container with sand sediment (right).



Figuur 4.13. Bovengrondse lengte (boven) en het aantal zijscheuten (onder) van Teer vederkruid (links) en Aarvederkruid (rechts). Gestreepte balken en gestippelde lijnen geven lage concentraties bicarbonaat weer, geheel gekleurde balken en doorgetrokken lijnen hoge concentraties bicarbonaat. In geel het zandsediment, in bruin het slibsediment. Foutbalken geven de standaardfout weer. Significante verschillen worden aangeduid met letters.

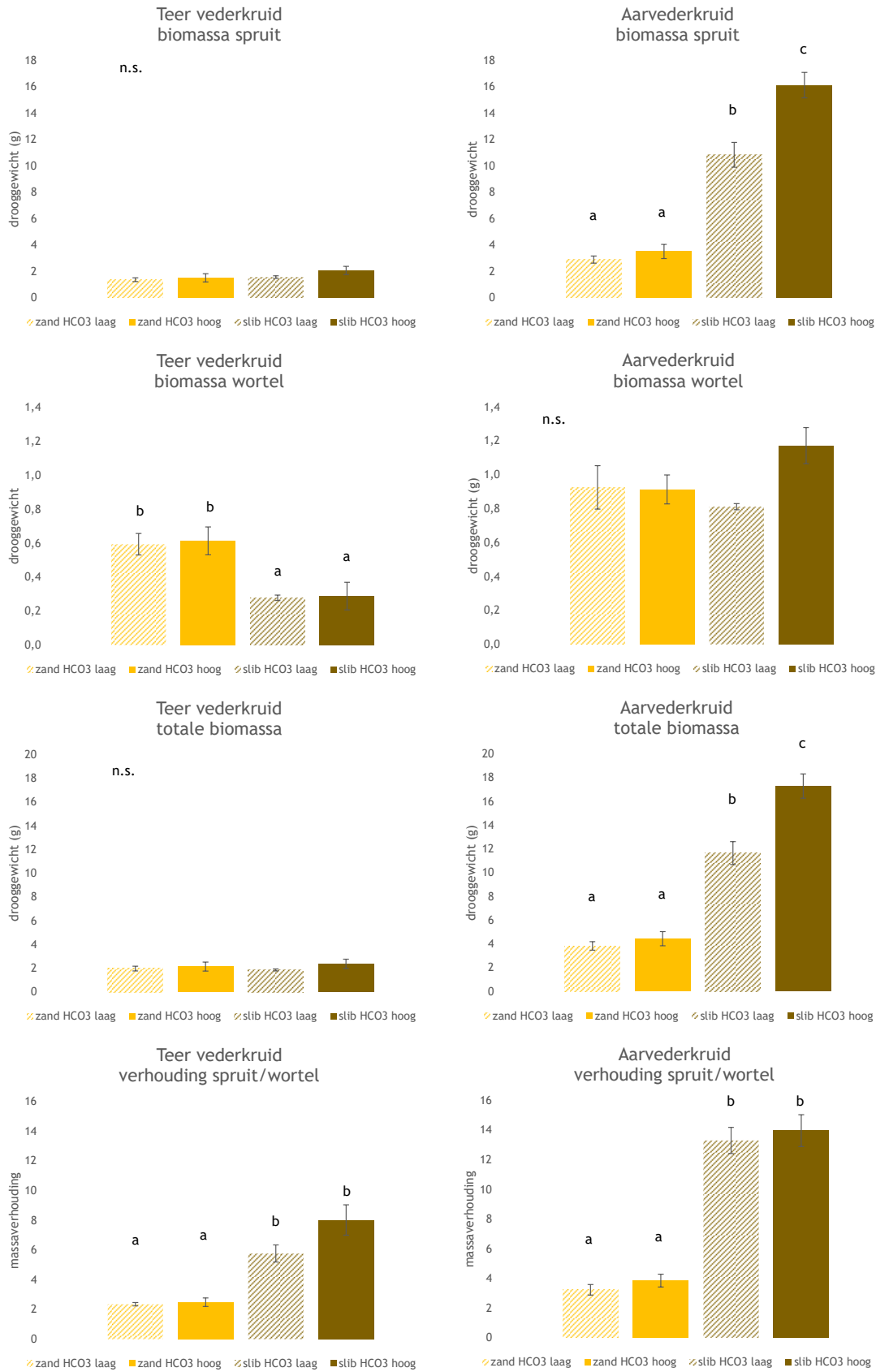
Figure 4.13. Above-ground length (top) and number of lateral shoots (bottom) of *Myriophyllum alterniflorum* (left) and *Myriophyllum spicatum* (right). Dashed bars and dotted lines show low bicarbonate concentrations, fully coloured bars and solid lines show high bicarbonate concentrations. In yellow: sand sediment; in brown: sludge sediment. Error bars represent the standard error of the mean. Significant differences are indicated by letters.

Ondanks de grotere lengte van Teer vederkruid op de sliblaag, verschilde de biomassa van de spruiten (bovengrondse delen) niet significant tussen de planten op het zand en de planten op de sliblaag (figuur 4.13; 4.15). Voor aarvederkruid was er wel een groot verschil: op de sliblaag met laag bicarbonaat was de biomassa van de spruiten ongeveer 4x zo groot als op het zandsediment, en op de sliblaag bij een hoge bicarbonaatconcentratie zelfs meer dan 5x. In de wortelgroei was er voor teer vederkruid echter wel een verschil tussen de sedimenttypen: deze was veel hoger in het zandsediment dan in het slib. In de totale biomassa (spruit+wortel) waren de verschillen hetzelfde als bij de biomassa van de spruiten alleen: voor aarvederkruid hoger op het slibsediment, met een additioneel effect van een hoge concentratie bicarbonaat. Als we kijken naar de verhouding tussen de spruit en de wortel, dan was deze voor beide soorten veel hoger op het slibsediment.



Figuur 4.14. Teervederkruid van het zandsediment (links) en het slibsediment (rechts). Let op de verschillen in wortelontwikkeling.

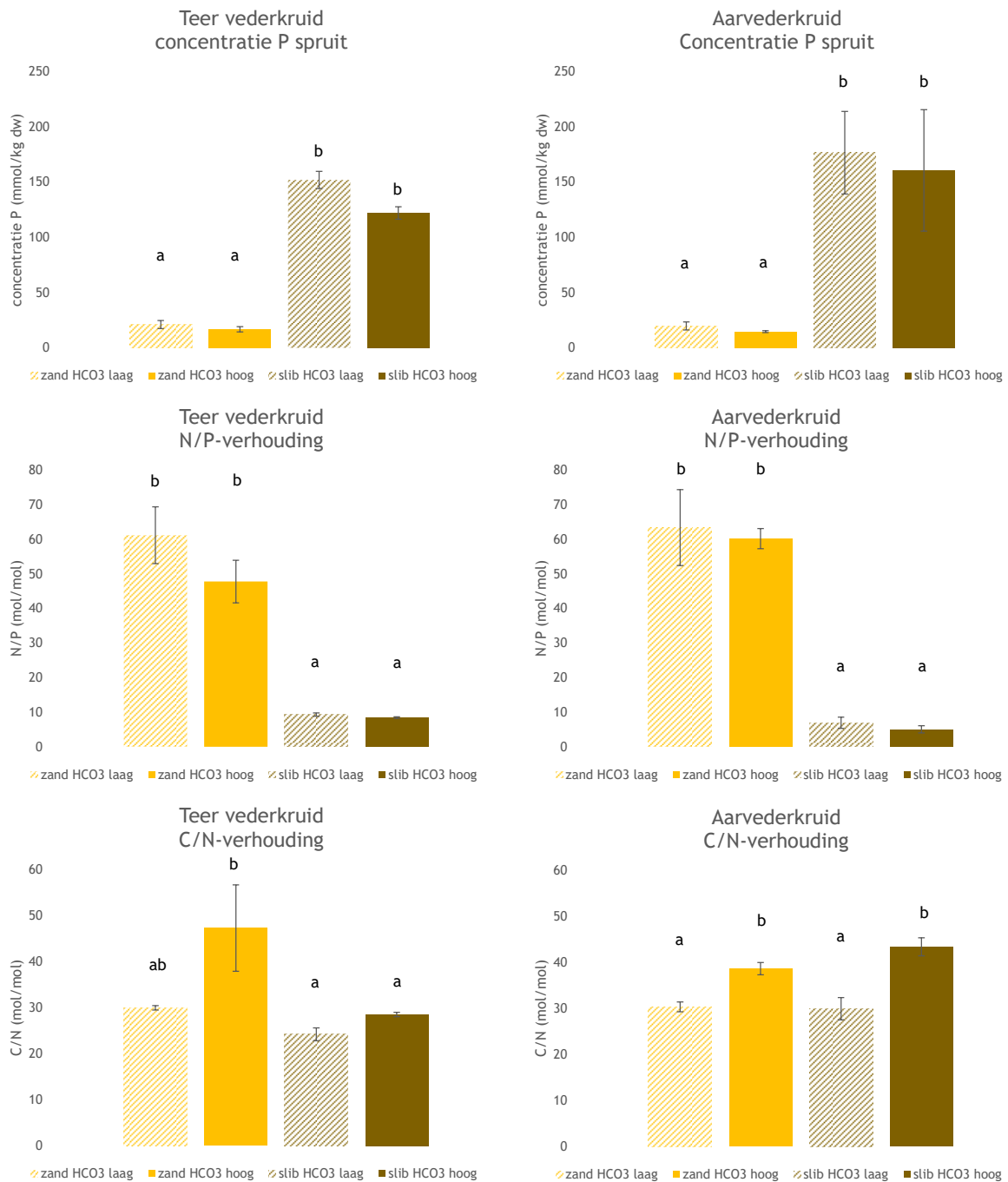
Figuur 4.14. *Myriophyllum alterniflorum* from the sand sediment (left) and the sludge sediment (right). Note the differences in root development.



Figuur 4.15. Van boven naar onderen: *biomassa van de spruiten, biomassa van de wortels, totale biomassa en de verhouding tussen spruit en wortel van Teer vederkruid (links) en Aarvederkruid (rechts). Gestreepte balken lage concentraties bicarbonaat weer, geheel gekleurde balken hoge*

concentraties bicarbonaat. In geel het zandsediment, in bruin het slibsediment. Foutbalken geven de standaardfout weer. Significante verschillen worden aangeduid met letters.

Figure 4.15. From top to bottom: sprout biomass, root biomass, total biomass and sprout-to-root ratio of *Myriophyllum alterniflorum* (left) and *Myriophyllum spicatum* (right). Dashed bars show low bicarbonate concentrations, fully coloured bars show high bicarbonate concentrations. In yellow: sand sediment; in brown: sludge sediment. Error bars represent the standard error of the mean. Significant differences are indicated by letters.

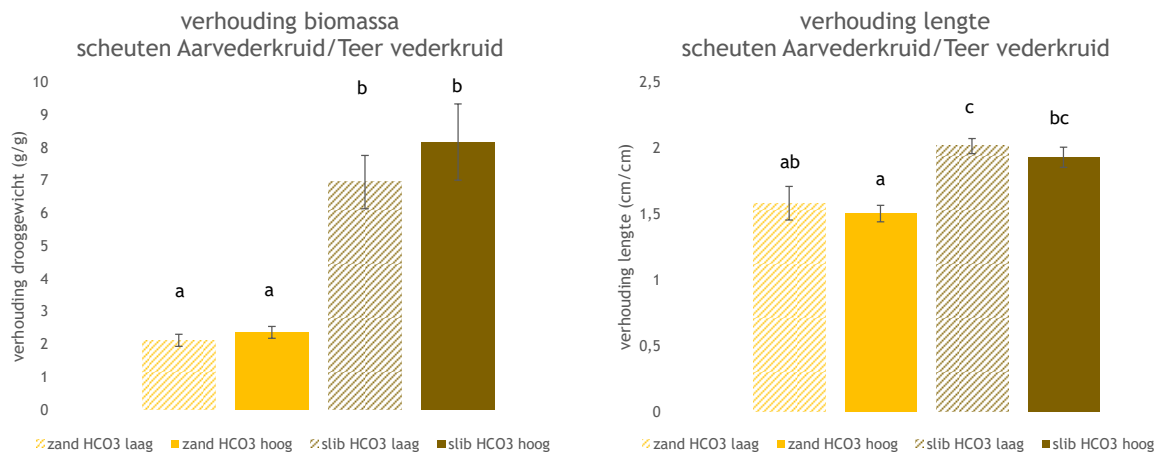


Figuur 4.16. Concentratie fosfor (boven), N/P-verhouding (midden) en C/N-verhouding (onder) in de spruiten van Aarvederkruid (rechts) en Teer vederkruid (links). Gestreepte balken geven lage concentraties bicarbonaat weer, geheel gekleurde balken hoge concentraties bicarbonaat. In geel Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit
Grip op Beekslib

het zandsediment, in bruin het slibsediment. Foutbalken geven de standaardfout weer. Significante verschillen worden aangeduid met letters.

Figure 4.16. Concentration of phosphorus (top), N:P ratio (middle) and C:N ratio (bottom) in the shoots of *Myriophyllum alterniflorum* (left) and *Myriophyllum spicatum* (right). Dashed bars show low bicarbonate concentrations, fully coloured bars show high bicarbonate concentrations. In yellow: sand sediment; in brown: sludge sediment. Error bars represent the standard error of the mean. Significant differences are indicated by letters.

De planten op het zandsediment hadden een zeer lage P-concentratie in het weefsel (figuur 4.16). Dit leidde voor beide soorten tot een extreem hoge N/P-verhouding van wel 50-60 mol/mol, waarbij aangenomen kan worden dat de groei op het zand sterk door fosfor beperkt werd. De stikstofconcentratie in het weefsel was voor beide planten het hoogste in de behandeling met hoog bicarbonaat, terwijl de koolstofconcentratie voor beide soorten lager was in de bicarbonaatbehandeling op het slib dan op de zandlaag. De C/N-verhouding was hierdoor voor teer vederkruid in de hoge bicarbonaatbehandeling op het zand hoger dan op de sliblaag. Bij aarvederkruid was de C/N-verhouding voor de hoge bicarbonaatbehandeling op beide typen sediment hoger dan bij de lage bicarbonaatverhoudingen.



Figuur 4.17. Verhouding van de biomassa (links) en de verhouding van de lengte (rechts) van Aarvederkruid en Teer vederkruid. Gestreepte balken geven lage concentraties bicarbonaat weer, geheel gekleurde balken hoge concentraties bicarbonaat. In geel het zandsediment, in bruin het slibsediment. Foutbalken geven de standaardfout weer. Significante verschillen worden aangeduid met letters.

Figure 4.17. Ratio of biomass (left) and ratio of length (right) of *Myriophyllum alterniflorum* and *Myriophyllum spicatum*. Dashed bars show low bicarbonate concentrations, fully coloured bars show high bicarbonate concentrations. In yellow: sand sediment; in brown: sludge sediment. Error bars represent the standard error of the mean. Significant differences are indicated by letters.

Door de snellere groei van aarvederkruid op het slibsediment, was de biomassa van de scheuten op de slibbodem ten opzichte van die van teer vederkruid ongeveer 4x zo groot als de verhouding op een zandbodem (figuur 4.17). Ook de verhouding in lengte verschilde, ondanks dat beide soorten een grotere lengte bereikten op de slibbodem. De lengteverhouding op de slibbodem was significant groter dan op de zandbodem met de hoge bicarbonaatbehandeling. Aarvederkruid vormde op zand iets langere spruiten dan teer vederkruid en op slib werd dit verschil in lengte circa 1,3x zo groot als op zand. Door een iets hogere spreiding in meetwaarden week de behandeling met een lage bicarbonaatbehandeling op zand alleen significant af van de verhouding op het slibsediment met de lage bicarbonaatbehandeling.

4.3.6 Discussie en conclusies

In dit experiment zijn twee sterk verschillende beeksedimenten gebruikt: zeer fosfaatarm zand uit de Heelsumse Beek en zeer fosfaatrijk slib uit de Eefse Beek. Deze verschillen in voedselrijkdom vertaalden zich ook naar lagere en hogere concentraties in het poriewater van de betreffende sedimenten en naar concentraties in het artificiële beekwater, waar het fosfaat door nalevering in terecht kon komen. Op het arme zand van de Heelsumse beek hadden de planten een zeer lage P-concentratie en daardoor een zeer hoge N/P-verhouding in het weefsel. Dit duidt erop dat de groei in het experiment sterk door fosfor beperkt werd. Een effect van de toediening van een hoge concentratie bicarbonaat op de groei van het bicarbonaatgebruikende aarvederkruid werd op de zandbodem niet gevonden, wat niet vreemd is, omdat de planten op het zand een sterk gebrek aan P hadden en daardoor niet harder konden groeien. Dit kan een artefact zijn van het toegediende medium in de kas: vaak bevat zelfs arm beekwater iets meer P en zal er door afsterven van levend materiaal ook meer input en afbraak van organische stof in de arme beekbodem zijn. Aan de andere kant had tijdens het veldonderzoek het geoogste materiaal van teer vederkruid ook een laag P-gehalte in het weefsel (42 mmol P/kg; 2x zoveel als in dit experiment) en een hoge N/P-verhouding (47 mol/mol; in dezelfde grootte-orde als in dit experiment), ondanks dat de poriewaterconcentratie met 12 $\mu\text{mol P/l}$ en oppervlaktewaterconcentratie met 1,7 $\mu\text{mol P/l}$ een stukje hoger lagen dan in het experiment. Overigens wordt er wel vaker een dergelijk lage P-concentratie in teer vederkruid gemeten (Fernandez-Alaez et al. (1999)), terwijl in aarvederkruid in het veld een veel bredere range aan P-gehalten wordt aangetroffen, van circa 30 tot 300 mmol P/kg drooggewicht (Garbey et al., 2004). Het kan dus zijn dat ook in de Heelsumse beek er sprake is van een P-beperkte situatie, terwijl er in andere zachtwaterbeken mogelijk wel sprake kan zijn van een effect van waterverharding.

Slib zorgde voor vrijkomen van veel anorganisch koolstof in vorm van bicarbonaat naar het oppervlaktewater. Ook was er sprake van een hogere P-concentratie in het poriewater en nalevering daarvan naar het artificiële beekwater. De hogere beschikbaarheid van nutriënten (P, C en/of N) zorgden voor een sterkere groei van aarvederkruid op de sliblaag. Bij toediening van een hogere concentratie bicarbonaat nam de groei van aarvederkruid nog verder toe, wat aangeeft dat de hogere groei van aarvederkruid niet alleen verklaard wordt door de beschikbaarheid van nutriënten in het slib, maar dat er ook een interactie is met bicarbonaat uit het oppervlaktewater. Deze hogere bicarbonaatconcentratie in het beekwater kan in de beek ook onder andere afkomstig zijn van slib dat ter plekke of bovenstrooms is afgezet. De hogere C/N-verhouding in aarvederkruid in de behandelingen met de hoge bicarbonaatconcentratie suggereren dat aarvederkruid hier daadwerkelijk gebruik maakt van een hogere beschikbaarheid van koolstof door de bicarbonaattoediening. In het experiment was de stroomsnelheid beperkt ten opzichte van stroming in beken in het veld. In een stromende watergang kan verwacht worden dat er meer aanvoer is van anorganisch koolstof waardoor er ook bij een lage concentratie nog een hoge flux met anorganisch koolstof is, waar planten gebruik van kunnen maken. Onderzoek (Kaiser et al., 2021) laat echter zien dat ook in stromende wateren de distributie van submerse obligate CO_2 -gebruikers en potentiële bicarbonaatgebruikers sterk wordt bepaald door de bicarbonaatconcentratie in het water.

Teer vederkruid bereikte geen hogere biomassa op de sliblaag, ondanks de hogere beschikbaarheid van fosfaat. Dit komt mogelijk doordat de soort een traag groeiende soort is. Een andere verklaring zou kunnen zijn dat er al sprake was van concurrentie om licht tussen beide soorten, maar gezien de langere stengels die ook teer vederkruid al vroeg in het experiment begon te maken op de slibbehandeling, lijkt dit niet de hoofdverklaring te zijn. Net als uit het experiment waarin de afzetting met slib is onderzocht (paragraaf 3.2) blijkt de groei van doelsoorten (hier: teer vederkruid) niet geremd te worden door de sliblaag. Er zijn geen aanwijzingen dat teer vederkruid in groei te lijden had van anaerobe omstandigheden en gereduceerde ionen als ijzer, ammonium of sulfide of een lage redoxpotentiaal.

Beide soorten investeerden relatief meer in wortelgroei op de zandbodem dan op de slibbodem. Dit kan een strategie zijn om ook op de zandbodem aan meer nutriënten te kunnen komen. Het kan echter ook zijn dat de wortels zich op slib minder ontwikkelden zodat ze beter van zuurstof voorzien kunnen worden (Raun et al., 2010). Een gevolg van de lagere verhouding tussen scheut en wortel op een slibbodem, zou kunnen zijn dat bij een hogere stroomsnelheid of een plotseling piekafvoer soorten makkelijker ontworteld kunnen raken. Vanzelfsprekend blijft bij een plotseling verhoogde stroomsnelheid ook weinig slib liggen, maar het is de vraag of planten bij een relatief dunne sliblaag nog verder doorwortelen in de onderliggende zandbodem, of dat de wortels voornamelijk beperkt blijven tot de nutriënten leverende sliblaag.

De concurrentiepositie van aarvederkruid was sterker op de sliblaag dan op de zandlaag, wat geïndiceerd wordt door relatief hogere (scheut)biomassa en scheutlengte op de sliblaag, waardoor het te verwachten is dat aarvederkruid een betere positie inneemt als er concurrentie om licht ontstaat. Hiermee is aarvederkruid exemplarisch voor snelgroeiende woekersoorten die bij slibophoping in de beek langzaamgroeiende soorten kan wegconcurreren.

Concluderend kan gezegd worden dat een verhoogde concentratie bicarbonaat in combinatie met een gebruikelijke CO₂-concentratie in het oppervlaktewater inderdaad kan zorgen voor een sterkere toename in groeisnelheid van bicarbonaatgebruikende soorten, zoals aarvederkruid, ten opzichte van obligate CO₂-gebruikers, zoals teer vederkruid. Ophoping van slib op de beekbodem is hierin een duidelijke oorzaak van deze verschuiving in groeisnelheden; deze verschuiving wordt zowel door de verhoogde beschikbaarheid van bicarbonaat als door de verhoogde beschikbaarheid van voedingsstoffen veroorzaakt. Op korte termijn zijn de abiotische standplaatsomstandigheden op slib (gereduceerd milieu; hoger concentraties aan o.a. ijzer, hoge concentraties P en N) op zichzelf niet het probleem voor obligate CO₂-gebruikende soorten, die onder deze omstandigheden ook goed groeien.

4.4 Effecten van sedimentafzetting op de groei van sterrenkroos en waterpest

4.4.1 Introductie

Wanneer bij lage afvoeren de stroomsnelheid in beken tijdelijk afneemt of zelfs helemaal wegvalt, treedt sedimentatie op van fijne minerale en organische deeltjes. Dit sediment bedekt het oorspronkelijke beddingsubstraat waarin waterplanten wortelen, waardoor de omstandigheden kunnen veranderen. Met name de afzetting van voedselrijk slib met een hoog organisch stofgehalte leidt vaak tot verslechterde zuurstofbeschikbaarheid en daardoor voor de planten ongunstige omstandigheden in de bodem, waardoor sommige soorten in groei vertragen of zelfs afsterven. Andere soorten kunnen hier juist goed mee omgaan en stimuleren via hun groeivorm soms zelfs sedimentatie om zo geschikte omstandigheden te creëren.

De combinatie van intensief landgebruik in beekdalen met een grote inspoeling van sediment en nutriënten tot gevolg, een toename van periodiek lage afvoeren als gevolg van droge warme zomers en gestuwde, over-gedimensioneerde watergangen leidt tot een steeds hogere sliblast in veel Nederlandse laaglandbeken. De vraag is of verslibbing heeft geleid tot de achteruitgang van een aantal voorheen algemene plantensoorten in beken, terwijl sterk verwante soorten of soorten niet-karakteristiek voor stromende wateren het juist zeer goed doen en als woekeraar worden bestempeld. In het veldonderzoek werd bijvoorbeeld waargenomen dat de laatste decennia sterk achteruit gegane brede waterpest *E. canadensis* vooral aangetroffen werd op plekken zonder of met een dunne laag slib en een relatief lage P-concentratie in het poriewater, terwijl de smalle waterpest *E. nuttallii* ook bij dikke sliblagen werd gevonden bij een hogere P-beschikbaarheid. Een vergelijkbaar paar is gewoon sterrenkroos *Callitriche platycarpa*, dat een voorkeur lijkt te hebben voor voedselrijk water en een minerale bodem en het stomphoekig sterrenkroos *C. obtusangula* dat minder specifieke eisen stelt aan het beddingsubstraat.

Er is een experiment opgezet om te bepalen of afzetting van sediment op de beekbodem de groei van waterplanten beïnvloedt, om na te gaan of dit de achteruitgang van doelsoorten en de toename van eutrafente soorten van de afgelopen decennia veroorzaakt kan hebben. Om deze vraag te beantwoorden is een experiment met sedimentatie-behandelingen uitgevoerd in stroomgoten. Hierbij zijn twee deelvragen geformuleerd:

- Welk effect heeft sedimentatie van verschillende sedimenttypen (zand, voedselarm en voedselrijk slib) op de groei van waterplanten in beken?
- Verschilt het effect van sedimentatie tussen soorten die de afgelopen decennia achteruit zijn gegaan (doelsoorten) en soorten die op dit moment massaal in beken voorkomen (woekeraars)?

4.4.2 Aanpak

Opzet experiment

Voor het experiment zijn 6 kunstbeekopstellingen gebruikt met elk 4 stroomgoten in de vollegrond-kassen van de faciliteit Nergena in Wageningen. Vanaf de instroom tot de uitstroom is iedere goot verdeeld in 15 compartimenten van elk 15 cm lang. De breedte van de stroomgoten bedroeg 15 cm. In totaal zijn 12 compartimenten gebruikt voor het experiment, de 2 meest bovenstrooms gelegen compartimenten zijn vrijgehouden om eventuele invloed van turbulentie van de instroom op de planten te vermijden en het meest benedenstroomse compartiment is vrijgehouden om het schoonhouden van de gaasjes bij de uitstroom te vergemakkelijken. De onderlinge begrenzingen tussen de compartimenten bestonden uit PVC schuifjes van 5 cm hoog.

In ieder compartiment is een zandbodem aangebracht met een dikte van 2 cm (figuur 4.18). Dit zand was afkomstig uit de bedding van de Leuvenumse beek, waar het op 9-6-2020 benedenstrooms van locatie 49 uit het veldonderzoek (52.34131N; 5.70540E) werd verzameld.

Voor het zand in de compartimenten is aangebracht is het gemengd om het zo veel mogelijk te homogeniseren en zijn grove fragmenten (takjes, stenen) verwijderd.



Figuur 4.18. Kunstbeek met vier stroomgoten met ieder 12 compartimenten gevuld met 2 cm zand uit de Leuvenumse beek. Ieder compartiment is 15 cm lang.

Figure 4.18. Indoor flume with four channels which are divided into twelve compartments. Bottom sediment consists of a 2-cm-layer of sand from stream Leuvenumse beek. Each compartment has a length of 2 cm.

Vervolgens zijn de beken gevuld met water. Water circuleert per beek door de 4 stroomgoten via een 600L waterbak onder de kunstbeek. De goten zijn dus niet onafhankelijk wat betreft watervoorziening omdat het water afkomstig is uit dezelfde waterbak. Om de beken te vullen is regenwater gebruikt dat op het kassencomplex wordt verzameld. In de waterbakken is dit water met koelpompen (Aqua Medic Titan 1500) continu teruggekoeld naar 18 °C. Tijdens de warmste zomerdagen (luchttemperatuur 31°C) bleek de koeling niet geheel afdoende en steeg de temperatuur van het water tot maximaal 21°C. Water dat door verdamping verloren ging werd aangevuld. De stroomsnelheid in de goten bedroeg gemiddeld 5.35 (1sd ±0.49) cm/s. De waterkolom had een diepte van circa 10 cm.

Het lichtregime en de luchttemperatuur in de kassen volgt het natuurlijke dag en nacht ritme. In de zomer zorgden doeken bovenin de kas voor een meer diffuse lichtverdeling.

Inzetten waterplanten en voorgroeiperiode

Per goot is één van de vier gebruikte soorten geplant. *C. obtusangula* is op 9-6-2020 verzameld uit de Leuvenumse beek ter hoogte van de Oude Zwolseweg (52.30323N; 5.72338E). *C. platycarpa* is op 10-6-2020 verzameld uit een kwelsloot langs de Veensteeg, Wageningen (51.97699N; 5.63035E). Scheuten van *E. nuttallii* en *E. canadensis* waren afkomstig uit de WUR-proefslotenfaciliteit de Sinderhoeve. Op 10-6-2020 zijn in alle compartimenten van een goot 3

scheuten van circa 10 cm lang in ieder compartiment geplant (figuur 4.19), waarbij één beek telkens alle vier de soorten bevatte, willekeurig verdeeld over de goten.



Figuur 4.19. *Uitgangssituatie bij start experiment met 3 scheuten per plantensoort per compartiment.*

Figure 4.19. *Situation at the start of the experiment with three shoots per plant species per compartment.*

Omdat we slibafzetting wilden simuleren, lieten we de vegetatie zich vervolgens 2 maanden ontwikkelen zodat de scheuten konden wortelen en gaan groeien (voorgroeiperiode). Na deze voorgroeiperiode werden op 10-13 augustus 2020 willekeurig 5 compartimenten per goot geoogst om de biomassa van de planten te bepalen. Dit is de bepaling van de uitgangssituatie (nulbemonstering; figuur 4.20).

Verzamelen plantenmateriaal en bepaling biomassa

Tijdens het oogsten werden de planten in zijn geheel voorzichtig uit de compartimenten verwijderd. De schotjes tussen de compartimenten zorgden ervoor dat de wortels van de planten binnen het compartiment bleven, waardoor ze individueel geoogst konden worden. Plantendelen uit de waterkolom en het sediment werden gescheiden om eventuele verschillen in groei in het sediment en de bovenliggende waterkolom te kunnen vaststellen. De waterkolomwortels van *Elodea* zijn tot de bovengrondse delen gerekend.

In het laboratorium werd het plantenmateriaal schoongemaakt en gedroogd in een droogstoof bij 70°C tot een constant gewicht. Het gedroogde materiaal werd vervolgens gewogen om het drooggewicht te bepalen. Deze meting werd gebruikt om de initiële biomassa vast te leggen voordat het slib werd aangebracht.



Figuur 4.20. Geogste planten aan het einde van de voorgroeiperiode.

Figure 4.20. Harvested plants at the end of the pre-treatment growth period.

Inbrengen sediment

Nadat de planten geogst waren, werd op 13-8-2020 een laag slib van 3 cm dik aangebracht bovenop de zandbodem. Twee beken ontvingen nutriëntrijk slib uit de Eefse beek (verzameld 12-8-2020, veldlocatie 2; 140 mmol P/kg dw), twee beken voedselarm slib uit de Renkumse beek (verzameld 11-8-2020, veldlocatie 47; 38 mmol P/kg dw) en tenslotte de laatste twee beken alleen extra zand uit de Leuvenumse beek, dat diende als controle (figuur 4.21). Voordat het slib werd aangebracht werd het eerst gemengd om het te homogeniseren en zijn grove fragmenten (takjes, stenen) verwijderd. Vervolgens zijn de stroomsnelheid en het waterpeil tijdelijk verlaagd en is met behulp van een spuitzak het slib voorzichtig tussen de planten in de compartimenten gespoten, tot de hoogte van de tussenschotjes tussen de compartimenten (figuur 4.22). Het zand is met een schepje aangebracht. Nadat het sediment was aangebracht werd het waterpeil en de stroomsnelheid weer op het oude niveau teruggebracht. De verdeling van de behandelingen over de beken en stroomgoten is weergegeven in figuur 4.23. Vervolgens zijn op 22-25 september 2020 alle resterende compartimenten geogst en verwerkt zoals tijdens de eerste meetronde na de voorgroeiperiode (paragraaf 1.3.3).

Metingen chemie bodem en water

Om de nutriëntgehalten te bepalen is per beek aan het einde van het experiment (bij oogst planten) een monster genomen van het oppervlaktewater (4 stroomgoten beek zijn verbonden met hetzelfde 600-L-waterbassin) en is per stroomgoot een monster genomen van het poriewater in het sediment door met een spuitje het water uit het sediment anaeroob op te zuigen. Het water is geanalyseerd op NO₃, NH₄, PO₄, Na, K, Cl, Al, Ca, Cl, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Si en Zn.



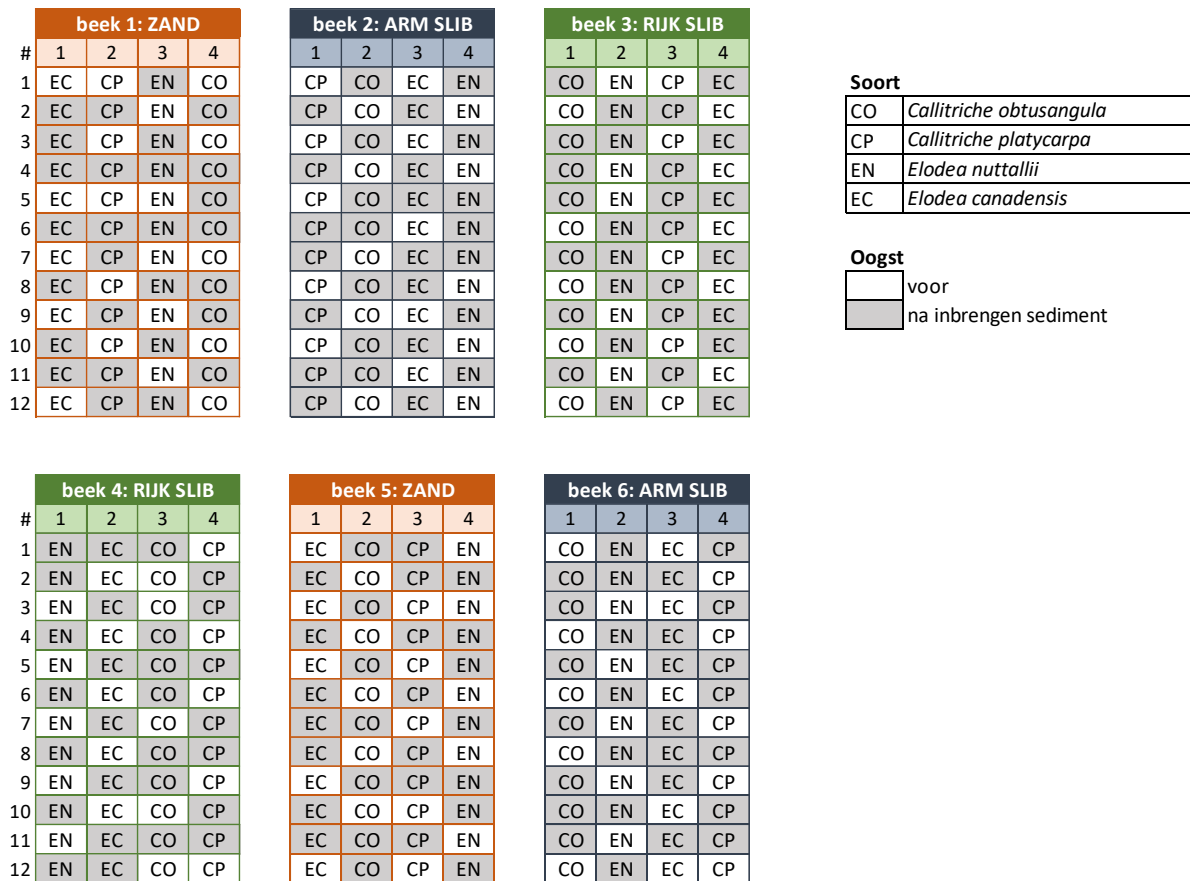
Figuur 4.21. Het sediment dat werd aangebracht in de compartimenten, van links naar rechts voedselrijk slib uit de Eefse beek, voedselarm slib uit de Renkumse beek en zand uit de Leuvenumse beek.

Figure 4.21. Sediment added to the flume compartments, from left to right nutrient-rich sediment from the stream Eefse beek, nutrient-poor sediment from the stream Renkumse beek, and sand from stream Leuvenumse beek.



Figuur 4.22. Aanbrengen van slib met behulp van een spuitzak.

Figure 4.22. Sediment addition to the flume compartments using a pastry bag.



Figuur 4.23. Verdeling van de behandelingen in het experiment over de verschillende beken en stroomgoten.

Figure 4.23. Experimental design showing the distribution of sediment types and plant species within the flumes.

Analyses

Het drooggewicht van de plantendelen uit de waterkolom en de plantendelen uit het sediment (wortels) zijn vergeleken tussen de behandelingen voor de verschillende soorten. De compartimenten binnen een stroomgoot zijn hierbij als replica's gebruikt, maar omdat deze niet geheel onafhankelijk zijn (compartimenten staan immers in verbinding met elkaar) zijn beide beken met dezelfde behandeling apart gehouden in de analyses, zodat de variatie tussen de twee beken die onderling wel onafhankelijk waren zichtbaar bleef. In principe zouden beide beken met dezelfde behandeling een gelijke uitkomst van de behandeling moeten geven. Eerst is met behulp van paired-samples t-tests een vergelijking gemaakt tussen begin en eindbiomassa's van zowel bovengrondse als ondergrondse plantendelen, om vast te stellen of de planten waren gegroeid. Deze vergelijkingen zijn gemaakt tussen enerzijds het einde van de voorgroeiperiode vlak voor het starten van de behandeling met sediment toevoeging (voor) en anderzijds het einde van het experiment (na). Vervolgens zijn de behandelingen met de verschillende sedimenttypen met elkaar vergeleken voor alle beken. Hiervoor zijn One-Way ANOVA's gebruikt met Tukey multiple comparisons als post hoc procedure.

4.4.3 Resultaten

Ontwikkeling plantensoorten na sedimentatie

In alle beken en goten ontwikkelden de geplante scheuten zich tot volwaardige planten gedurende de looptijd van het experiment (figuur 4.24; ter vergelijking met figuur 4.19). Na het aanbrengen

van het sediment op de zandlaag werd een verschil in groei tussen de plantensoorten in de behandelingen en/of beken waargenomen.



Figuur 4.24. Impressie kunstbeek met planten in september 2020, circa twee weken voor alle compartimenten geogst werden.

Figure 4.24. Flume with plants in September 2020, approximately two weeks before harvesting.

Stomphoekig sterrenkroos (Callitriche obtusangula)

Een vergelijking tussen de bovengrondse/ondergrondse biomassa aan het einde van de voorgroeiperiode met de bovengrondse/ondergrondse biomassa na een periode van sedimentatie laat zien dat de bovengrondse biomassa van *C. obtusangula* slechts in één beek met arm slib en één beek met rijk slib significant verder toenam, terwijl in het sediment de ondergrondse biomassa alleen in één beek met zand toenam (tabel 4.3, figuur 4.25, figuur 4.26).

Gewoon sterrenkroos (Callitriche platycarpa)

De bovengrondse biomassa van *C. platycarpa* nam in meer gevallen toe, in beide beken met de zandbehandeling en in één beek met arm slib en in één beek met rijk slib. In het sediment nam de ondergrondse biomassa alleen in één beek met rijk slib toe.

Smalle waterpest (Elodea nuttallii)

De bovengrondse biomassa van *E. nuttallii* nam in alle gevallen toe, terwijl de ondergrondse biomassa in het sediment alleen in één beek met zand en in één beek met arm slib toenam.

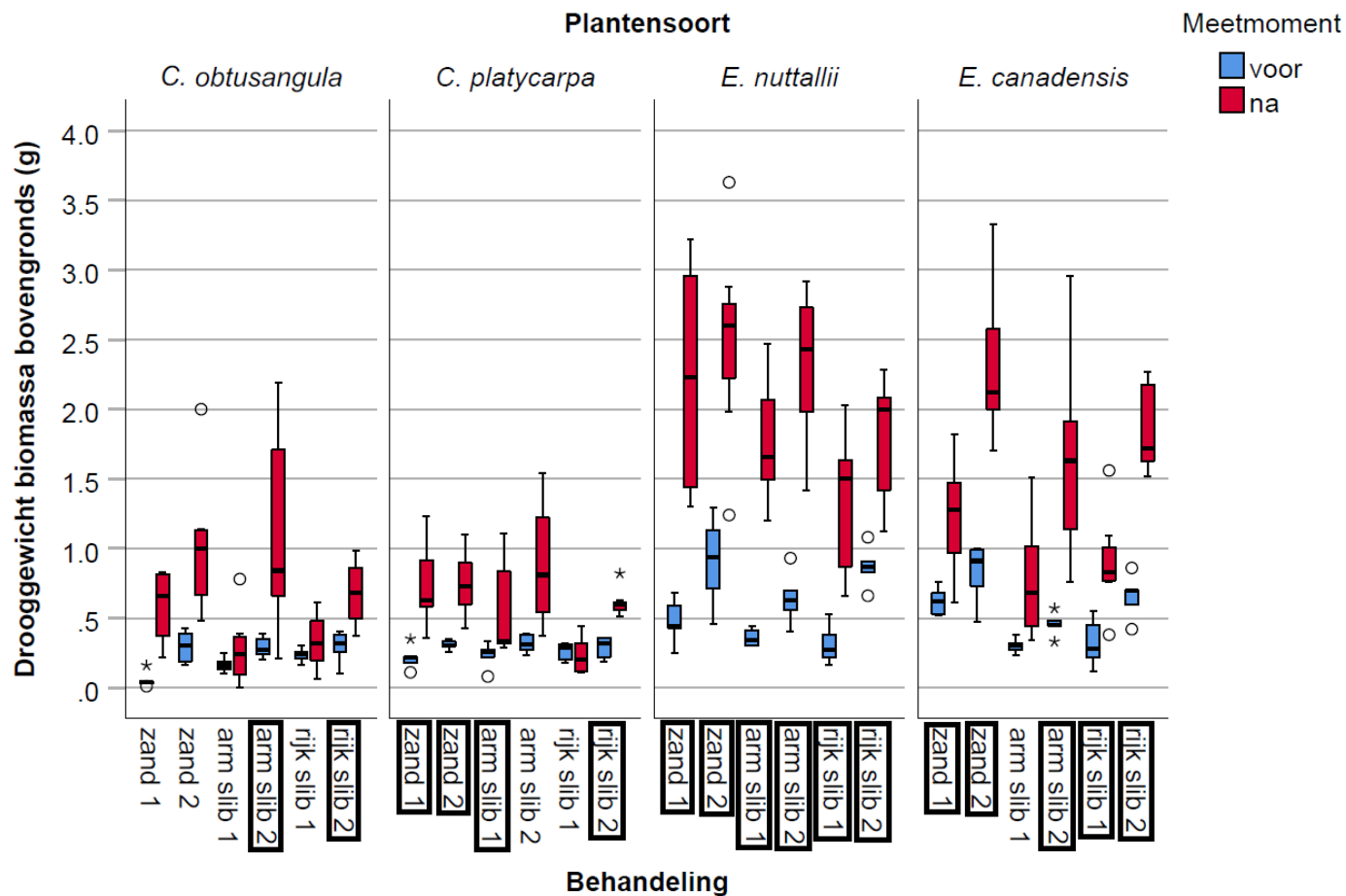
Brede waterpest (Elodea canadensis)

De bovengrondse biomassa van *E. canadensis* nam toe in de beken met zand en rijk slib. Slechts in één beek met arm slib werd een toename gemeten. De toename van wortelbiomassa was beperkt tot één beek met zand en één beek met rijk slib.

Tabel 4.3. Vergelijking bovengrondse plantenbiomassa in de waterkolom en ondergrondse biomassa in het sediment voor en na sedimenttoevoeging voor stomphoekig sterrenkroos *Callitriche obtusangula* (CO), gewoon sterrenkroos *C. platycarpa* (CP), smalle waterpest *Elodea nuttallii* (EN) en brede waterpest *E. canadensis* (EC) op basis van paired-sample t tests. Significante verschillen zijn in vet weergegeven ($P < 0.05$).

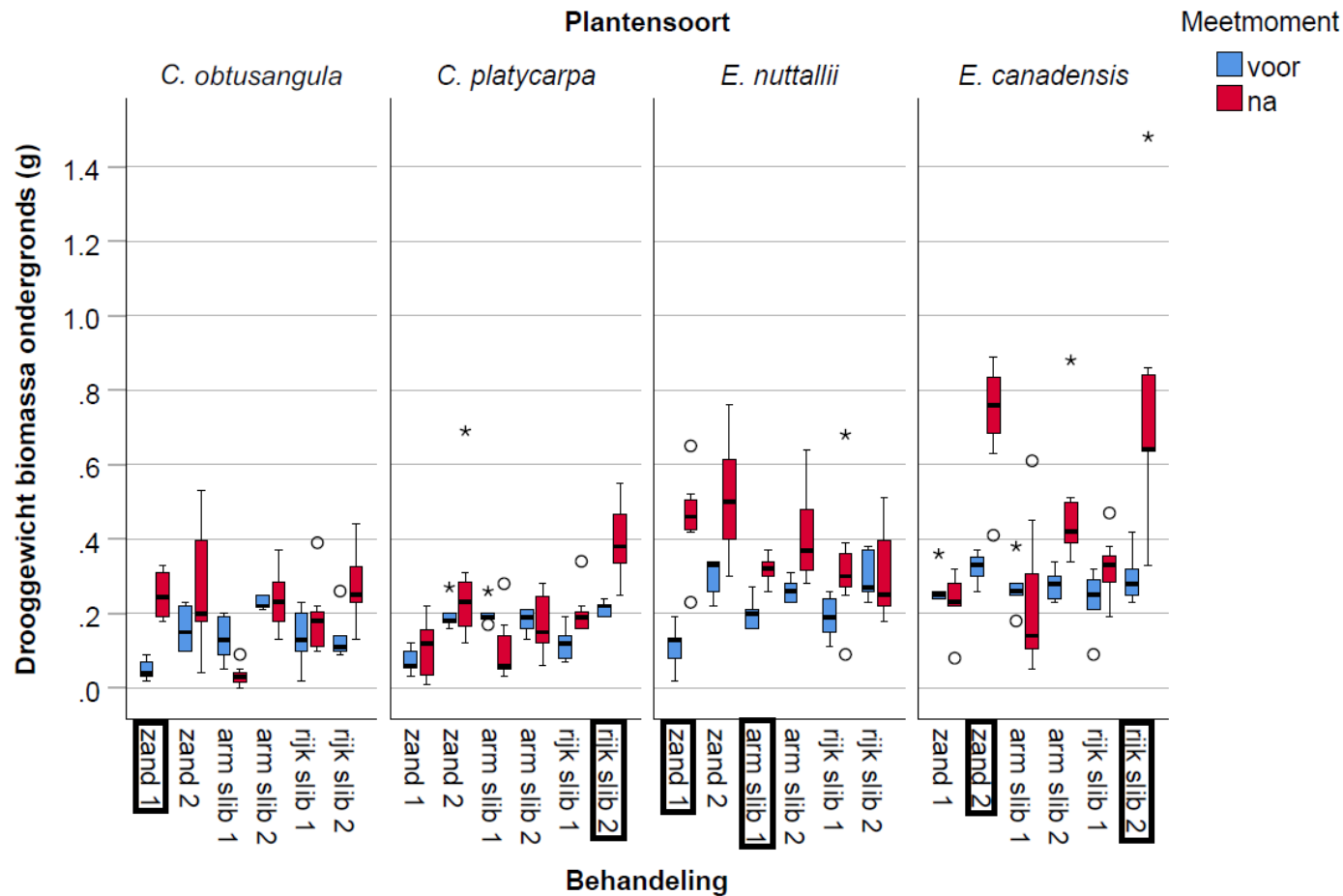
Table 4.3. Comparison above-ground-biomass in the water column and below-ground-biomass in the sediment before and after sediment addition for *Callitriche obtusangula* (CO), *C. platycarpa* (CP), *Elodea nuttallii* (EN), and *E. canadensis* (EC) based on paired-sample-t-tests. Significant differences are indicated in bold ($P < 0.05$).

Behandeling/ beek	CO		CP		EN		EC	
	t	P	t	P	t	P	t	P
Waterkolom								
Zand 1	-3.134	0.052	-4.705	0.009	-5.107	0.007	-4.360	0.012
Zand 2	-2.239	0.089	-3.883	0.018	-3.130	0.035	-4.672	0.010
Arm slib 1	-0.881	0.428	-3.134	0.035	-6.851	0.002	-2.383	0.076
Arm slib 2	-3.693	0.021	-2.161	0.097	-5.647	0.005	-4.014	0.016
Rijk slib 1	-0.892	0.423	0.179	0.867	-4.949	0.008	-3.888	0.018
Rijk slib 2	-2.807	0.048	-4.339	0.012	-3.899	0.018	-5.878	0.004
Sediment								
Zand 1	-7.713	0.005	-0.87	0.434	-3.896	0.018	0.534	0.622
Zand 2	-0.897	0.420	-1.248	0.280	-2.529	0.065	-4.250	0.013
Arm slib 1	2.724	0.053	2.172	0.096	-3.833	0.019	0.817	0.460
Arm slib 2	-1.341	0.251	0.352	0.743	-1.946	0.124	-2.215	0.091
Rijk slib 1	-0.750	0.495	-1.914	0.128	-2.201	0.093	-2.408	0.074
Rijk slib 2	-2.369	0.077	-5.034	0.007	1.690	0.166	-3.120	0.036



Figuur 4.25. Boxplots ontwikkeling bovengrondse biomassa in de waterkolom van *Callitriche* en *Elodea* soorten aan het einde van de voorgroeiperiode voor het sediment werd toegevoegd ($n = 5$ per behandeling) en na afloop experiment ($n = 7$). Mediaan, box: 25–75%, whisker: non-outlier range, ° = outliers, * = extremes. Significante verschillen tussen voor-na ($P < 0.05$, paired samples t tests) zijn zwart omljnd op de x-as.

Figure 4.25. Boxplots showing the above-ground biomass development in the water column of *Callitriche* and *Elodea* species at the end of the pre-treatment growth period before sediment addition ($n=5$ per treatment) and at the end of the experiment ($n=7$). Median, box: 25–75%, whisker: non-outlier range, ° = outliers, * = extremes. Significant differences between both periods ($P < 0.05$, paired samples t tests) are indicated with black boxes on the x-axis.



Figuur 4.26. Ontwikkeling ondergrondse biomassa in het sediment van *Callitriche* en *Elodea* soorten aan einde voorgroeiperiode voor sediment werd toegevoegd ($n = 5$ per behandeling) en na afloop experiment ($n = 7$). Mediaan, box: 25–75%, whisker: non-outlier range, ° = outliers, * = extremes. Significante verschillen tussen voor-na ($P < 0.05$, paired samples t tests) zijn zwart omlijnd op de x-as.

Figure 4.26. Boxplots showing the below-ground biomass development in the sediment of *Callitriche* and *Elodea* species at the end of the pre-treatment growth period before sediment addition ($n = 5$ per treatment) and at the end of the experiment ($n = 7$). Median, box: 25–75%, whisker: non-outlier range, ° = outliers, * = extremes. Significant differences between both periods ($P < 0.05$, paired samples t tests) are indicated with black boxes on the x-axis.

Verschillen tussen sedimenttypen

De biomassabepaling uitgevoerd vlak voor het slib werd toegevoegd liet zien dat de groei van de planten niet in alle beken gelijk was, ondanks dat de beken op dezelfde manier waren ingericht (tabel 4.4). Na afloop van het experiment verschilde de biomassa tussen de behandelingen, maar liet geen structurele patronen zien die te relateren waren aan de toediening van een bepaald sedimenttype, aangezien dezelfde behandeling in verschillende beken tot significant verschillende resultaten leidde. Dit gold zowel voor de bovengrondse biomassa in de waterkolom als de ondergrondse biomassa in het sediment.

Chemie waterkolom en sediment

Tussen de sedimentbehandelingen waren verschillen in chemische samenstelling zichtbaar, met name tussen rijk slib en het zand en arm slib. Het oppervlaktewater van de rijke slib-behandelingen leek vooral meer zwavel (grotendeels aanwezig in de vorm van sulfaat), calcium en ijzer te bevatten, terwijl bijvoorbeeld nitraat en fosfaat vergelijkbaar waren (tabel 4.5). Opvallend waren grote verschillen in chloride tussen beide zand en arm slib beken en een uitschieter in het zinkgehalte van rijk slib 1. Het bodemwater bevatte in alle behandelingen weinig nitraat, terwijl het ammoniumgehalte in zand 1 opvallend hoog was ten opzichte van de andere behandelingen (tabel 4.6). Totaal P lag lager in de arm slib behandelingen, terwijl fosfaat wisselde tussen de individuele behandelingen. Zwavel was veel hoger in de rijke slib behandeling, terwijl kalium juist in de zandbehandeling hoger was. Net zoals in het oppervlaktewater wisselde het chloridegehalte tussen de individuele behandelingen. Calcium was laag in de arm slib behandeling en hoog in de rijk slib behandeling, net zoals ijzer, magnesium, mangaan en silicium. Kalium was juist het hoogst in de zandbehandeling.

Tabel 4.4. Verschillen tussen de behandelingen binnen de soorten voor de geproduceerde biomassa in de waterkolom (bovengrondse biomassa) en in het sediment (ondergrondse biomassa) voor sedimentatie (boven) en na afzetting van een 3 cm dikke laag zand (onder), voedselarm slib of voedselrijk slib op de oorspronkelijke bodem in de kunstbeken van stomphoekig sterrenkroos *Callitriche obtusangula* (CO), gewoon sterrenkroos *C. platycarpa* (CP), smalle waterpest *Elodea nuttallii* (EN) en brede waterpest *E. canadensis* (EC). Drooggewicht is getest met ANOVA's met Tukey multiple comparisons als post hoc procedure. Letters geven de significante verschillen tussen de behandelingen binnen een soort weer.

Table 4.4. Dry weight treatment differences within the plant species *Callitriche obtusangula* (CO), *C. platycarpa* (CP), *Elodea nuttallii* (EN), and *E. canadensis* (EC) for above-ground- and below-ground-biomass before treatment and post-treatment at the end of the experiment. Treatment consisted of adding a 3-cm-thick layer of sand, nutrient-poor or nutrient-rich sediment to the compartments. Treatment differences were tested using ANOVAs with Tukey multiple comparisons as a post hoc procedure. Significant differences between treatments within species are indicated with letters.

Locatie biomassa	Soort	ANOVA resultaten			Gemiddelde biomassa compartiment (drooggewicht g) per behandeling voor sedimenttoevoeging					
		F	df	p	Zand 1	Zand 2	Arm slib 1	Arm slib 2	Rijk slib 1	Rijk slib 2
kolom	CO	6.61	5, 29	0.001	0.06 ^a	0.29 ^b	0.17 ^{ab}	0.29 ^b	0.23 ^b	0.29 ^b
	CP	1.53	5, 29	0.218	0.22 ⁻	0.31 ⁻	0.23 ⁻	0.32 ⁻	0.26 ⁻	0.29 ⁻
	EN	8.75	5, 29	<0.001	0.48 ^a	0.91 ^b	0.36 ^a	0.64 ^{ab}	0.31 ^a	0.87 ^b
	EC	9.87	5, 29	<0.001	0.62 ^{bc}	0.82 ^c	0.30 ^a	0.46 ^{ab}	0.32 ^a	0.66 ^{bc}
bodem	CO	5.54	5, 29	0.002	0.05 ^a	0.16 ^b	0.13 ^{ab}	0.23 ^b	0.14 ^{ab}	0.14 ^{ab}
	CP	11.0	5, 29	<0.001	0.07 ^a	0.20 ^c	0.20 ^c	0.18 ^{bc}	0.12 ^{ab}	0.21 ^c
	EN	8.83	5, 29	<0.001	0.11 ^a	0.30 ^{bc}	0.20 ^{abc}	0.26 ^{bc}	0.19 ^{ab}	0.30 ^c
	EC	1.10	5, 29	0.385	0.27 ⁻	0.32 ⁻	0.27 ⁻	0.28 ⁻	0.23 ⁻	0.30 ⁻

Locatie biomassa	Soort	ANOVA resultaten			Gemiddelde biomassa compartiment (drooggewicht g) per behandeling na sedimenttoevoeging					
		F	df	p	Zand 1	Zand 2	Arm slib 1	Arm slib 2	Rijk slib 1	Rijk slib 2
kolom	CO	4.64	5, 38	0.003	0.59 ^{abc}	1.01 ^{bc}	0.28 ^a	1.14 ^c	0.33 ^{ab}	0.68 ^{abc}
	CP	4.25	5, 41	0.004	0.75 ^b	0.75 ^b	0.58 ^{ab}	0.89 ^b	0.23 ^a	0.61 ^{ab}
	EN	3.57	5, 41	0.010	2.22 ^{ab}	2.49 ^b	1.78 ^{ab}	2.31 ^b	1.31 ^a	1.77 ^{ab}
	EC	10.3	5, 41	<0.001	1.23 ^{abc}	2.33 ^d	0.78 ^a	1.64 ^{bcd}	0.90 ^{ab}	1.87 ^{cd}
bodem	CO	5.50	5, 41	0.001	0.25 ^b	0.27 ^b	0.03 ^a	0.24 ^b	0.19 ^{ab}	0.28 ^b
	CP	7.01	5, 41	<0.001	0.10 ^a	0.28 ^{ab}	0.11 ^a	0.17 ^a	0.20 ^a	0.39 ^b
	EN	2.55	5, 41	0.045	0.46 ^a	0.51 ^a	0.32 ^a	0.41 ^a	0.33 ^a	0.31 ^a
	EC	9.98	5, 41	<0.001	0.23 ^a	0.73 ^b	0.23 ^a	0.49 ^{ab}	0.32 ^a	0.77 ^b

Tabel 4.5. Chemische samenstelling oppervlaktewater ($n = 1$ per beek, uit het gezamenlijke waterreservoir dat de 4 goten voedt) bij beëindiging van het experiment.

Table 4.5. Chemical composition surface water flumes ($n=1$ per flume, taken from the water reservoir) post-treatment at the end of the experiment.

Behandeling	Parameter ($\mu\text{mol/L}$)																
	NO3	NH4	PO4	P	S	Na	K	Cl	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Si	Zn
Zand 1	3.1	2.4	0.2	1.1	207	85	9	39	2	251	2	5	43	0.1	97	6	0.3
Zand 2	2.9	1.7	0.2	1.0	120	187	8	210	3	403	2	4	68	0.2	175	15	0.1
Arm slib 1	3.6	2.8	0.2	0.6	104	154	9	88	1	277	1	3	50	0.1	145	10	0.2
Arm slib 2	2.6	1.5	0.2	0.9	81	218	8	233	2	349	1	9	63	0.0	198	14	0.2
Rijk slib 1	3.1	2.5	0.2	0.9	626	209	8	188	1	1049	4	4	94	0.2	208	22	5.3
Rijk slib 2	2.6	2.4	0.2	0.6	672	227	8	243	3	1099	6	4	102	0.2	229	24	0.1
Bijvulwater	1.0	0.0	0.1	0.4	7	89	9	73	1	126	5	3	13	0.0	74	2	3.8

Tabel 4.6. Chemische samenstelling bodemwater ($n = 4$, gemiddelde van de 4 goten per beek) bij beëindiging experiment. Het bodemwater is met een spuitje verzameld en niet met bijvoorbeeld een poreuze cup of rhizon, waardoor waarschijnlijk wat deeltjes met het water zijn meegekomen. Hiermee kan de relatief hoge Al-concentratie en mogelijk ook de verhoogde concentraties P en Fe worden verklaard.

Table 4.6. Chemical composition pore water sediment ($n=4$, average of the 4 channels per flume) post-treatment at the end of the experiment. Sediment pore water was collected using a syringe and not with, for example, a cup or rhizon, which could have resulted in the presence of sediment particles in the water samples. This might explain the elevated Al-concentrations, but also have caused elevated concentrations of P and Fe.

Behandeling	Parameter ($\mu\text{mol/L}$)																
	NO3	NH4	PO4	P	S	Na	K	Cl	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	Si	Zn
Zand 1	2.1	151.4	0.4	19.6	27	111	71	135	75	739	120	79	118	54.6	103	35	1.5
Zand 2	3.7	46.1	0.1	19.3	39	189	55	286	86	853	110	71	141	57.7	190	44	1.5
Arm slib 1	3.3	25.1	0.5	14.5	21	171	19	169	59	548	34	21	83	15.7	166	25	1.7
Arm slib 2	2.0	22.0	0.3	8.4	41	217	28	242	17	454	28	24	80	12.2	210	17	1.0
Rijk slib 1	1.4	59.6	0.2	25.6	342	226	39	252	53	1221	485	53	166	52.6	233	136	1.2
Rijk slib 2	1.4	21.0	0.1	37.3	518	237	36	318	76	1628	693	46	179	73.6	250	166	1.9

4.4.4 Discussie

In het onderzoek is in stroomgoten experimenteel onderzocht wat het effect is van de afzetting van sediment op de beekbodem op de groei van de soortparen stomphoekig en gewoon sterrenkroos *Callitriche obtusangula* - *platycarpa* en van smalle en brede waterpest *Elodea nuttallii* - *canadensis*, waarbij in beide gevallen de eerste soort in Nederlandse beken is toegenomen, terwijl de tweede soort achteruit is gegaan. In het veldonderzoek leek er een verband te zijn tussen het voorkomen van deze soorten, de dikte van de sliblaag en de P-concentratie in het poriewater (hoofdstuk 3). Het experiment liet echter zien dat de afzetting van een 3 cm dikke laag sediment (zand, P-arm slib of P-rijk slib) op een onderlaag van 2 cm zand niet beperkend was voor de waterplantenontwikkeling. De tendens was dat alle waterplanten in dezelfde mate doorgroeiden, ongeacht of er zand, voedselarm of voedselrijk slib sedimenteerde. Ook werden er geen structurele verschillen tussen rijk en arm slib gevonden.

Over het algemeen trad de biomassatoename vooral op in de bovengrondse plantendelen in de waterkolom en veel minder in de wortels in de bodem. De relatief geringe veranderingen in de wortelbiomassa in de compartimenten na het aanbrengen van het sediment zou een indicatie kunnen zijn dat voedingsstoffen al in voldoende mate in het sediment en het poriewater van het systeem aanwezig waren, waardoor het additionele sediment geen toegevoegde waarde had voor de groei van de waterplanten. De stoffen werden ofwel direct uit de waterkolom onttrokken door de bovengrondse plantendelen in de waterkolom of waren al voldoende aanwezig in de onderliggende zandlaag waardoor geen additionele wortelgroei nodig was. Wat daarnaast mee zou kunnen spelen is dat de ruimte in de compartimenten beperkt was, waardoor de planten niet ongelimiteerd door konden groeien. Een dergelijke fysieke limitatie zou dus een rol kunnen hebben gespeeld in de beperkte (wortel)groei. Zou er echter sprake zijn geweest van de noodzaak van het opnemen van extra voedingsstoffen, dan zou de bodem naar verwachting toch veel sterker doorworteld moeten zijn geweest bij de beëindiging van het experiment ten opzichte van de aanvangsbiomassa.

Een andere verklaring voor het uitblijven van verschillen tussen de sedimentatiebehandelingen zou dan ook kunnen zijn dat de aangebrachte sedimentlaag te dun was om een significante invloed op de planten uit te kunnen oefenen. In dat geval had in alle behandelingen de onderliggende zandlaag een overheersend effect op de groei en ontwikkeling van de planten, met als gevolg een relatief uniform resultaat. De voorgroeiperiode kan hier aan hebben bijgedragen, omdat de planten in die periode niet anders konden dan in de onderliggende zandlaag wortelen. Omdat er geen onderscheid is gemaakt tussen de biomassa aan wortels in de verschillende lagen is het niet bekend in hoeverre de planten wortels hebben gevormd in de later aangebrachte toplaag en dus in welke mate de toplaag werd benut.

In het veldonderzoek werden regelmatig sliblagen aangetroffen van tientallen centimeters dik, vaak op stagnante plekken (hoofdstuk 2). De processen die in deze dikke lagen verlopen, bijvoorbeeld een hoog sedimentzuurstofverbruik waardoor anoxische condities optreden, zijn niet direct te vertalen naar de situatie in de dunne sliblaag in de stroomgoten, zeker in combinatie met de continue doorstroming die in de goten aanwezig was waarbij ook nog aeratie van het water optrad bij passage van het reservoir. In het experiment was de keuze van de laagdikte beperkt door de dimensies van de stroomgoten en daardoor niet aan te passen. Er is in het experiment voor een maximale dikte gekozen binnen de randvoorwaarden van het systeem. Om vast te stellen of de sliblaag dik genoeg was in het experiment om effect te sorteren is vervolgonderzoek nodig waarbij er met de slibdikte gevarieerd wordt.

Opvallend was dat dezelfde sedimentbehandeling in twee verschillende beken tot andere resultaten leidde, voor de plantendelen in de waterkolom voor beide slibbehandelingen en voor de wortels ook voor de zandbehandeling. Deze verschillen waren al voor de toevoeging van het sediment in het

experiment aanwezig. Gezien het grote aantal stekjes dat per plantsoort is ingeplant, zien we dit als een minder waarschijnlijke bron van variatie. Omdat de experimentele condities in de goten, zoals stroomsnelheid, watertemperatuur en lichtcondities, vergelijkbaar waren, blijft als meest waarschijnlijke bronnen van variatie het sediment en/of het water(reservoir) over. Door alleen sediment uit het veld te gebruiken en regenwater te gebruiken om de beken te vullen en bij te vullen is mogelijk deze bron van variatie geïntroduceerd, afzonderlijk van één van beide factoren of in interactie. Er waren in ieder geval na afloop van het experiment verschillen in chemische samenstelling van het oppervlaktewater en bodemwater in de beken met dezelfde behandeling. Ook biotische oorzaken kunnen hierbij meegespeeld hebben. Een potentiële bron van variatie in milieu-omstandigheden is bioturbatie van het sediment door macrofauna. Omdat de opstellingen in open kassen staan en plantenmateriaal uit het veld is gebruikt waren bij het einde van het experiment grote aantallen macrofauna in de beken aanwezig, waaronder veel slakken, vedermuglarven en borstelwormen. Deze dieren zetten de organische laag om en maken gangen in de sliblaag, waardoor de omstandigheden veranderen. Daarnaast waren er ook algen in de beken aanwezig, die mogelijk de concurrentie om voedingsstoffen met de aanwezige planten aangingen. De ontwikkeling van deze algen kan per toeval verschillen tussen de beken en dit kan verschillen in plantontwikkeling veroorzaakt hebben. Aan zowel de macrofauna als de algen zijn verder geen metingen verricht dus de invloed hiervan kan niet worden bepaald.

Over het algemeen produceerden de waterpest-soorten meer biomassa dan de sterrenkroos-soorten. Mogelijk werd het verschil tussen waterpest en sterrenkroos veroorzaakt doordat de N-beschikbaarheid in het water te laag was voor sterrenkroos. In de proefopstelling lag het totale anorganisch N op 3 tot 6 $\mu\text{mol/l}$, terwijl de veldstudie (hoofdstuk 3) liet zien dat het optimum voor gewoon en stomphoekig sterrekroos rond 250 tot 350 $\mu\text{mol/l}$ ligt. Een ander punt zou kunnen zijn dat de planten verschillend reageerden op de experimentele omstandigheden. De dimensies van de stroomgoten waren relatief klein: 10 cm waterkolom op 5 cm bodem met een breedte x lengte van 15 x 15 cm. Sterrenkroos kan goed overweg met zeer ondiep water (Van der Meijden 1996) maar heeft wel ruimte nodig voor de drijfbladeren, wat mogelijk de groei van sterrenkroos beperkte op het moment dat het wateroppervlak bedekt raakte en daarmee de biomassa toename. Dat er vaker significante groei werd vastgesteld voor gewoon sterrenkroos ten opzichte van stomphoekig sterrenkroos zou kunnen samenhangen met hoe de planten presteren bij weinig water; mogelijk heeft gewoon sterrenkroos een voordeel boven stomphoekig sterrenkroos omdat de eerste soort zelfs na droogval nog door kan groeien terwijl de tweede soort dit niet doet (Pot 2003). Het is mogelijk dat waterpest soorten door de waterkolom op te vullen effectief meer biomassa konden produceren dan het sterrenkroos binnen de beschikbare ruimte. Dit zou er zelfs toe geleid kunnen hebben dat er door groeibeperkingen aan het einde van het experiment geen duidelijke verschillen waren tussen de behandelingen. Omdat er niet tussentijds gemeten is na toevoeging van het sediment is het niet mogelijk te achterhalen of er van een dergelijk effect sprake is geweest. Een alternatieve verklaring voor het verschil in groei zou ook fenologisch van aard kunnen zijn. Het zwaartepunt van de groei van sterrenkroos ligt in het voorjaar, terwijl dit punt voor waterpest juist in de nazomer wordt bereikt (Verdonschot et al. 2016). Wat betreft de timing van het experiment in relatie tot groei en ontwikkeling was waterpest waarschijnlijk in het voordeel.

Op basis van het experiment kan worden geconcludeerd dat:

- De onderzochte plantensoorten geen hinder ondervonden van de sedimentatie van een laag materiaal van 3 centimeter dik.
- Verschillende sedimenttypes (zand, voedselarm slib, voedselrijk slib) geen effect hadden op de groei van de onderzochte soorten.

Dit geeft daarmee geen aanwijzingen dat de onderzochte soorten direct benadeeld werden door sedimentatie. Ook bleek van een eventueel toxisch effect van het slib leek geen sprake te zijn. We weten echter niet of het in het veld ook zo functioneert, of dat het uitblijven van een effect van slibaanwas het gevolg is van methodologische beperkingen. Daarnaast verschilt het experiment

van een veldsituatie omdat er met monoculturen is gewerkt, terwijl in de natuurlijke situatie planten vaak met meerdere soorten door elkaar groeien. Mogelijk dat de invloed van slib en/of additionele voedingsstoffen wel indirect doorwerkt op de individuele plantensoorten wanneer deze samen voorkomen, bijvoorbeeld via interacties tussen soorten zoals een verschil in concurrentiekracht.

5. Discussie en conclusies

5.1 Slib in de beek

5.1.1 Ontstaan van slibophoping in de beek

In beken is erosie en sedimentatie een natuurlijk proces dat samenhangt met de afvoer en stroomsnelheid en de beschikbaarheid van sediment. Erosie van oevers en van de beekbodem vindt plaats in de snelstromende delen, zoals in buitenbochten, terwijl sedimentatie optreedt in de stromingsluwere delen. Erosie en sedimentatie vormen in principe een dynamisch evenwicht dat de verhanglijn van de beek volgt, maar door verstoring van dit evenwicht, bijvoorbeeld doordat de hydrologie verandert (piekafvoeren of verminderde stroming of periodiek zelfs helemaal geen stroming) of plotselinge toevoer van sediment vanaf de aanliggende gronden (oppervlakkige afspoeling bij hevige regen, verandering landgebruik) kan sedimentatie of juist insnijding optreden. Niet alleen zand, maar ook slib kan sedimenteren op plekken met weinig of geen stroming. Verder kan slib deels ook autogeen worden gegeneerd, vooral wanneer een overmaat aan voedingsstoffen aanwezig is en hoge productie in de watergang plaatsvindt, of als opgeloste ijzerdeeltjes uit opkwellend grondwater uitvlokken. Van nature sedimenteert er in de langzamerstromende benedenlopen meer dan in de bovenlopen. Verondersteld kan echter worden dat de kwaliteit van dit slib tegenwoordig voedselrijker is dan dit historisch was.

In Nederland zijn de meeste beken langzaamstromende beken, waarvan een deel gegraven is op plekken waar van nature diffuus afwaterende systemen aanwezig waren. Een lage stroomsnelheid kan komen doordat er weinig hoogteverschil is in een groot deel van beekdalen op de hogere zandgronden, maar antropogene factoren als verstuwning en overdimensionering van beken spelen hierin ook een belangrijke rol. Daarnaast zijn ook de grondwaterstanden in grote delen van Nederland sterk afgenomen waardoor er in de zomer ook minder water via de beken wordt afgevoerd. Dit werkt nadelig voor een goed werkend beekstelsel omdat stroming een randvoorwaarde is voor het goed functioneren van beken. Sneller stromende beken, beektrajecten met een natuurlijker afwateringsregime, zonder verstuwning, en beken met een natuurlijkere morfologie van zowel de beek als beekdal hebben minder slibophoping. In dit onderzoek en in het onderzoek van de Kennis Impuls vormen de Drentsche Aa en de Tongelreep voorbeelden van zulke beken of beektrajecten.

5.1.2 Samenstelling beekslib

In dit onderzoek is op een groot aantal plaatsen in Nederland de samenstelling van beekslib onderzocht en vergeleken met dat van de onderliggende beekbodem. Het bleek dat de sliblaag voor een groter deel bestond uit organische stof dan de onderliggende beekbodem, behalve waar de beken over een veenafzetting stroomden. Het slib bevatte doorgaans hogere concentraties ijzer, fosfor, stikstof en calcium en soms ook meer siltdeeltjes (aluminium). De hogere concentratie stikstof hing samen met de hogere concentratie organische stof en was dus waarschijnlijk grotendeels organisch stikstof; de hogere concentratie fosfor hing niet samen met het organische stofgehalte, maar juist met ijzer. Dit geeft aan dat dit voornamelijk anorganisch fosfaat betreft, dat goed adsorbeert aan ijzeroxides en siltdeeltjes.

5.1.3 Rol slib wortelmilieu planten

Door de verschillen in samenstelling tussen het oorspronkelijke beeksediment en de daarop afgezette sliblaag was ook de poriewatersamentelling —waarvan kan worden aangenomen dat concentraties een afspiegeling vormen voor de beschikbaarheid in het wortelmilieu— verschillend:

de concentraties fosfor, ammonium en bicarbonaat waren in het poriewater van het slib veel hoger dan in de onderliggende beekbodem. Dit kan verklaard worden door de hoge anaerobe afbraaksnelheid van het organische materiaal in het vaak ijzerrijke slib. Hierbij komen nutriënten vrij. Door de reducerende omstandigheden wordt ammonium niet verder afgebroken tot nitraat, en bindt fosfaat minder sterk aan ijzer.

5.1.4 Rol slib in interne eutrofiering

Niet alleen het wortelmilieu wordt beïnvloed door de sedimentatie van slib; de sliblaag kan ook de beschikbaarheid van fosfaat en bicarbonaat in het oppervlaktewater vergroten. Dit bleek uit de experimenten die gedaan zijn met slib en met zandbodems, maar ook uit het veldonderzoek, waaruit bleek dat wanneer er een dikke sliblaag aanwezig was er geen lage bicarbonaatconcentraties in het oppervlaktewater werden gemeten. Of nalevering van fosfaat en bicarbonaat uit het beekslib daadwerkelijk de beschikbaarheid in het beekwater vergroot, zal niet alleen afhangen van de grootte van de flux, maar ook van de dimensies en afvoercharacteristieken van de beek.

5.2 Respons vegetatie op slib

In dit onderzoek is de focus gelegd op submerse aquatische vegetatie. Uit wetenschappelijk onderzoek is gebleken dat deze soorten niet alleen uit het oppervlaktewater maar ook met behulp van hun wortels uit de onderwaterbodem nutriënten kunnen halen. Welke van deze twee opnameroutes de overhand heeft, hangt mede af van de beschikbaarheid van nutriënten in beide compartimenten.

Naast nutriënten kan beekslib ook hogere gehalten aan toxische substanties bevatten, bijvoorbeeld zware metalen afkomstig van (historische) lozingen uit puntbronnen in Noord-Brabant en Limburg en België. Zware metalen adsorberen goed aan organische stof en/of aan silt- en ijzerdeeltjes, waardoor ze met het slib in verhoogde concentraties kunnen sedimenteren. Desondanks zijn er weinig aanwijzingen dat submerse waterplanten in beken in Nederland te lijden zouden hebben onder verhoogde concentraties zware metalen die met slib mee komen, in tegenstelling tot bijvoorbeeld de macrofauna in deze beken. Ook van verhoogde concentraties ijzer, die van nature voorkomen, zijn weinig toxische effecten te verwachten, hoewel deze concentraties bij echt hoge waarden wel als selectiemechanisme voor soorten zouden kunnen werken. Verhoogde concentraties ammonium en eventueel nitriet in het poriewater van het slib zullen meestal door waterplanten als stikstofbron worden opgenomen, en weinig toxische effecten op de vegetatie hebben. Vrij waterstofsulfide komt in de meeste beekbodems niet voor vanwege de aanwezigheid van hoge concentraties ijzer die sulfide kunnen binden.

In het experiment waarin de effecten van sedimentafzetting zijn onderzocht, bleken zowel de onderzochte doel- als woekersoorten geen nadelige effecten te ondervinden van de slibafzettingen en deels ook juist beter te groeien. Wel werden effecten gevonden op de wortelbiomassa en/of op de geringere verhouding tussen de wortels en de bovengrondse scheuten van een deel van de experimenteel onderzochte plantensoorten. Dit zou een gevolg kunnen zijn van het anoxische sediment, waarin planten met kortere wortels hun wortels beter van zuurstof kunnen voorzien (Raun et al., 2010). Anderzijds kan dit ook het gevolg zijn van een hogere nutriëntenbeschikbaarheid waardoor planten minder genoodzaakt zijn langere wortels te maken en meer kunnen investeren in bovengrondse biomassa (Ericsson, 1995).

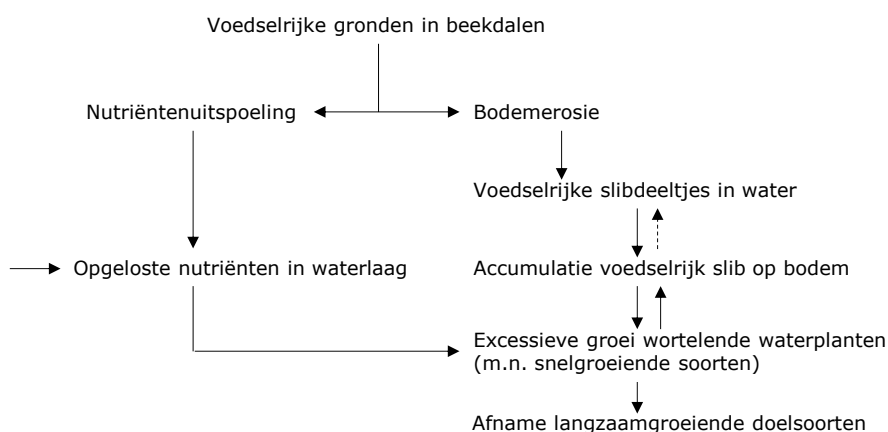
Een stimulerend effect op de groei van waterplanten werd ook gevonden in de twee experimenten waarin de groei op slib of op de oorspronkelijke beekbodem werd onderzocht. Dit effect werd duidelijk gezien in het experiment waarin aarvederkruid, teer vederkruid en smalle en brede waterpest op beekzand of op voedselrijk slib groeiden. Het slib had een duidelijk effect op de groei van de vederkruiden, waarbij de groei van aarvederkruid met ongeveer een factor 6 toenam in aanwezigheid van slib, terwijl de groei van teer vederkruid niet toenam. Uit dit experiment bleek ook dat bij bicarbonaatgebruikende planten zowel nutriënten (in dit geval fosfor) als bicarbonaat de groei stimuleren, aangezien de groei nog verder toenam bij de combinatie van P rijk slib en bicarbonaatrijk water. Ook namen de planten op de sliblaag meer fosfor op, en de waterpestsoorten op de sliblaag ook meer stikstof.

Het grootste effect van slib op de waterplantengroei was dus een eutrofiëringseffect. Dit effect uit zich niet direct in een effect op algenbloei en een hogere turbiditeit, zoals dat in langzaamstromende of periodiek stilstaande beken bij hoge nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater wel het geval kan zijn, maar een effect op de biomassaontwikkeling of lengte van de planten én op de soortensamenstelling van de vegetatie. De effecten op de biomassa in de vorm van bedekking van de onderwaterbodem werd al eerder geconstateerd in beken in het stroomgebied van waterschap Rijn en IJssel (Smolders et al., 2017). In het veldonderzoek in dit OBN-onderzoek werd voor zeer nutriëntenrijk slib eveneens geconstateerd dat de biomassa van smalle waterpest veel hoger was.

Planten die profiteren van nutriëntenrijk slib zijn de snelle groeiers. Deze snelle groeiers staan in de praktijk ook wel bekend als woekersoorten. Niet alleen een snellere biomassagroei, maar ook een snellere lengtegroei door deze soorten kan ervoor zorgen dat er concurrentie om licht ontstaat tussen deze snelgroeiende soorten en langzaamgroeiende soorten met eenzelfde groeistrategie, waardoor langzaamgroeiende soorten worden verdrongen. Zogenoemde woekersoorten worden, op stomphoekig sterrenkroos na, niet gezien als doelsoorten. Groei van snelgroeiende woekersoorten betekent dus dat doelsoorten minder kans krijgen.

Een speciale categorie doelsoorten wordt gevormd door zachtwatersoorten van stromende wateren. Van deze groep is vastgesteld dat zij de afgelopen jaren sterk is afgenomen in beken in Nederland. Deze soorten kunnen slecht gebruik maken van bicarbonaat, maar kunnen juist goed omgaan met relatief lage CO₂-concentraties als koolstofbron. Bij waterverharding, waarbij ook in voormalige zachtwaterbeken de bicarbonaatconcentratie stijgt, kunnen sneller groeiende bicarbonaatgebruikers hiervan profiteren. Er zijn verschillende oorzaken van waterverharding, waarvan slibophoping er één kan zijn.

Naast de effecten van eutrofiëring door slib, kan slib de vegetatie ook beïnvloeden doordat planten in een dikke sliblaag een lagere wortelbiomassa vormen ten opzichte van de bovengrondse biomassa. Dit zou tot gevolg kunnen hebben dat planten gemakkelijker ontworteld raken. Dit zou op kunnen treden bij piekafvoeren op doorgaans luwe plekken waar zich slib ophoopt.



Figuur 5.1. Schematische voorstelling van de effecten van slib in de beek.

Figure 5.1. Schematic representation of the effects of sludge in a stream.

5.3 Implicaties voor beheer

Slibophoping in een beek kan grote implicaties hebben voor het beheer van de watergang. Er zal er bij een sterke slibophoping vaker gebaggerd moeten worden om aan de hydraulische randvoorwaarden voor waterafvoer te voldoen. Uit dit onderzoek blijkt daarnaast dat KRW- en Natura2000-doelen minder snel gehaald worden door slibophoping nu de oppervlaktewaterkwaliteit in veel beken verbeterd is. De hogere voedselrijkdom van het slib zorgt voor een hogere biomassaproductie, waardoor er ook vaker gemaaid moet worden om voldoende afvoer te behouden. Ook wordt maaien ingezet om de vegetatie zodanig laag te houden dat deze minder slib vast kan houden. In sommige beken wordt er vanwege de grote hoeveelheid en hoge

voedselrijkdom van het slib per jaar wel tot 5x toe gemaaid. Aangezien veel woekersoorten juist profiteren van maaien omdat ze uit fragmenten regenereren en doelsoorten juist gebaat zijn bij een extensief maai-beheer leidt dit tot een zichzelf versterkend effect.

Steeds vaker wordt er gewerkt met extensieve maaivormen, zoals stroombaanmaaien of eenzijdig sparen van de vegetatie (Verdonschot et al., 2021). Hierbij mogen de planten aan respectievelijk weerszijden van de stroombaan of aan één zijde van de watergang blijven staan gedurende een bepaalde periode (maanden tot jaren). Dit heeft een kleinere impact dan het maaien of schonen van het gehele beekprofiel, maar toch zal er bij frequent maaien een impact blijven bestaan op soorten die weinig meristemen hebben van waaruit ze weer uit kunnen groeien. Een voordeel kan wel zijn dat door het 'geknepen' beekprofiel de stroming in het gemaaide deel van de beek toeneemt, waardoor daar minder slibafzetting plaatsvindt. Verdonschot et al. (2021) vonden echter dat slibafzetting in het gespaarde deel juist een negatieve uitwerking had op de ecologische doelen. Anders maaien kan de slibproblematiek niet oplossen en vraagt daarmee een brongerichte aanpak die ingrijpt op de herkomst van het slib.

Ook baggeren, dat in veel langzaamstromende beken eens in de circa 7 jaar wordt uitgevoerd, heeft een grote impact op de vegetatie, die zich na het baggeren opnieuw moet vestigen. Het mechanisch verwijderen van slib is echter geen duurzame oplossing als oorzaak van de verslibbing niet wordt weggenomen.

Als er nadelige effecten van slibsedimentatie in een beektraject wordt verondersteld, is het aan te raden eerst te beginnen met het opstellen van een landschapsecologische systeemanalyse (LESA). Deze LESA geeft inzicht in het huidige en het natuurlijke functioneren van de beek. Hiermee kan onderzocht worden hoeveel stroming er in het beektraject te verwachten is en of er van nature veel slibafzetting te verwachten zou zijn, en ook wat voor waterkwaliteit er bij natuurlijk functioneren te verwachten is. De hardheid, nutriëntenrijkdom en stroming van het water geven een indicatie welke soorten of plantengemeenschappen er zouden kunnen groeien en wat dus het doel zou moeten zijn. Bij zacht en nutriëntenarm water zijn dit zachtwatersoorten, maar in beken en beektrajecten die van nature harder water voeren, zouden juist bicarbonaatgebruikende doelsoorten voor kunnen komen.

Als er geconcludeerd wordt dat de doelvegetatie ontbreekt door de ophoping van (nutriëntenrijk) slib, moet sedimentatie van slib worden voorkomen. Dit kan op twee manieren: 1.) niet laten ontstaan of 2.) niet laten sedimenteren. Aan de kant van de bron kan geprobeerd worden om te voorkomen dat slib ontstaat. Daarvoor is het van belang om te achterhalen wat de herkomst van het slib is (zie Roskam et al., in prep.). Als er sprake is van directe input van sediment van aanliggende voedselrijke landbouwpercelen, kan de inrichting zo aangepast worden dat er minder sediment in de beek terecht komt. Dit kan bijvoorbeeld door tussen de beek en het landbouwperceel een groenstrook, onderhoudspad of bufferstrook aan te leggen. Aanvoer vanuit deze percelen via greppels of sloten kan voorkomen worden door deze niet direct op de beek uit te laten komen. Een deel van de slibaanwas bestaat uit organisch materiaal dat in de beek zelf is gevormd. De C:N-verhouding van dit organische stof in het slib geeft aan dat een groot deel waarschijnlijk uit aquatisch plantmateriaal bestaat, dat meestal ook goed afbreekbaar is. Dit betekent dat het verlagen van de trofiegraad van de beek helpt waardoor minder plantmateriaal wordt gevormd en daarmee minder organisch slib ophoopt. Ook hier kan het voorkomen van de inspoeling van voedselrijk bodemmateriaal uit omringde landbouwbodems helpen. Minder voedselrijk slib betekent ook minder biomassa-productie en dus ook minder extra aanwas van organisch slib dat in de beek zelf wordt gevormd.

Lokaal voorkómen van sedimentatie van het slib kan worden gestuurd via aanpassingen aan de hydrologie van de beek. Hiervoor is het van belang dat de beek jaarrond stroomt en het slib zo veel mogelijk naar benedenstrooms wordt afgevoerd. Dit betekent sturen op stroming. Door bovenstrooms meer water te laten infiltreren in natte periodes en langer vast te houden (sponswerking) en in droge perioden de hoeveelheid wateronttrekking terug te dringen kan de

afvoer vergroot en gestabiliseerd worden en kunnen kunstwerken als stuwen worden verwijderd. Een ander probleem voor het verkrijgen van meer stroming is overdimensionering van de watergangen. Door de profielen te verkleinen wordt de stroming in de loop vergroot, eventueel in combinatie met een overstromingsvlakte voor situaties met een hoge afvoer. Hierbij moeten echter ook de natuurwaarden in het (semi)terrestrische deel van het beekdal in ogenschouw worden genomen. Op voedselarmere beekdalgraslanden of goedontwikkelde beekbegeleidende broekbossen kan inundatie met voedselrijk slib zeer nadelige effecten hebben, waarbij inundatie met voedselrijk slib natuurlijk voorkomen moet worden (Smolders et al., 2021). Bij het creeëren van jaarronde stroming moet daarnaast rekening gehouden worden met de effecten die het slib heeft als het in suspensie blijft. Als het oppervlaktewater hier een hoge turbiditeit door krijgt, kan dit in het groeiseizoen ook nadelig zijn voor de beekvegetatie. Tenslotte kan het aanbrengen van structuur in de watergang in de vorm van bijvoorbeeld hout, wortels en bochten zorgen voor meer stromingsvariatie, waardoor plekken met sneller stromend water ontstaan waar slib niet wordt afgezet, en plekken achter het hout waar zich wel slib ophoopt. Een belangrijke rol is hierbij weggelegd voor de oevervegetatie, met name bomen langs de beek zorgen voor veel structuur, waarbij er plekken ontstaan waar wel en waar juist geen sedimentatie van slib optreedt. Zo'n bosstrook langs de beek kan ook nog eens fungeren als buffer die voorkomt dat slib vanuit aanliggende gronden in de beek terecht komt. Om ook waterplantenbegroeiingen te behouden, is een afwisseling van beboste en niet-beboste oevers te prefereren, omdat waterplanten voornamelijk op onbeschaduwde plaatsen groeien.

In de Kaderrichtlijn Water zijn nu alleen grenswaarden opgenomen voor P en N in het oppervlaktewater van beken. De meeste doelsoorten zijn in hun voorkomen beperkt tot nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater die in de klasse zeer goed vallen, met name de P-concentratie. Ook woekering van bijvoorbeeld smalle waterpest wordt echter vaak aangetroffen bij lage concentraties van P in het oppervlaktewater. Echter, de poriewaterconcentratie in de onderwaterbodems waar de soort dominant is, is juist hoog. Ook dominantie van grof hoornblad wordt bij hoge concentraties in het poriewater van de onderwaterbodem gevonden. Niet alleen nutriënten in het oppervlaktewater zijn dus sturend zijn voor beekvegetaties, maar ook – of soms juist – beschikbare nutriënten in de onderwaterbodem. Dit vraagt om het opnemen van normen in de Kaderrichtlijn Water voor nutriënten in (het poriewater van) de onderwaterbodem.

6. Literatuur

- Agüera E., P. de la Haba, A.G. Fontes & J.M. Maldonado, 1990. Nitrate and nitrite uptake and reduction by intact sunflower plants. *Planta* 182:149-154.
- Baatrup-Pedersen, A. & T. Riis, 2002. Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology*: 42 (2), 375-385. [https://rg0.home.xs4all.nl/BWN/webpaginas/0200atlas_verspreidingskaarten.html](https://doi.org/10.1046/Barko J.W., D. Gunnison & S.R. Carpenter, 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. <i>Aquatic Botany</i> 41: 41-65.</p><p>Baatrup-Pedersen, A, Gothe, E, Larsen, SE, O'Hare, M, Birk, S, Riis, T, Friberg, N, 2015. Plant trait characteristics vary with size and eutrophication in European lowland streams. <i>J. Appl. Ecol.</i> 52: 1617- 1628. DOI 10.1111/1365-2664.12509</p><p>Barko, J. W. & R. M. Smart, 1986. Sediment-related mechanisms of growth limitation in submersed macrophytes. <i>Ecology</i> 67: 1328-1340.</p><p>Barko, J.W. & R.M. Smart, 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. <i>Freshwater Biology</i> 10: 229-238.</p><p>Barrat-Secretain, M-H, 2004. Growth of <i>Elodea canadensis</i> and <i>Elodea nuttallii</i> in monocultures and mixture under different light and nutrient conditions. <i>Archiv für Hydrobiologie</i> 133-144.</p><p>Bekenwerkgroep Nederland, 2006. Bekenwerkgroep Nederland 1971-2006. Een groep vrijwilligers en wat vergeten beekplanten. Lezing Dronten 4 februari 2006.</p><p>Bekenwerkgroep:
<a href=)
- Best E.P.H., H. Woltman & F.H.H. Jacobs, 1996. Sediment-related growth limitation of *Elodea nuttallii* as indicated by a fertilization experiment. *Freshwater Biology* 36: 33-44.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs, 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Bibliotheek van de Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. 189 pp.
- Bodner, M., 1994. Inorganic carbon source for photosynthesis in the aquatic macrophytes *Potamogeton natans* and *Ranunculus fluitans*. *Aquatic Botany* 48: 109-120.
- Boedeltje, G., A.J.P. Smolders & J.G.M. Roelofs, 2005. Combined effects of water column nitrate enrichment, sediment type and irradiance on growth and foliar nutrient concentrations of *Potamogeton alpinus*. *Freshwater Biology* 50: 1537-1547.
- Boedeltje, G., W.A Ozinga & A. Prinzing, 2008. The trade-off between vegetative and generative reproduction among angiosperms influences regional hydrochorous propagule pressure *Global Ecol. Biogeogr* 17: 50-58.
- Boeger, R., 1992. The influence of substratum and water velocity on growth of *Ranunculus aquatilis* L. (*Ranunculaceae*). *Aquat. Bot.* 42: 351-359.
- Bole, J.B. & J.R. Allan, 1978. Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *myriophyllum spicatum* and *hydrilla verticillata*. *Water Research* 12: 353-358.
- Britto, D. & H.J., Kronzucker, 2002. NH₄⁺ toxicity in higher plants: A critical Review. *Journal of Plant Physiology* 159: 567-584.
- Butcher, R.W., 1933. Studies on the ecology of rivers: I. On the distribution of macro-phytic vegetation in the rivers of Britain. *Journal of Ecology* 21, 58-91.
- Campbell, W., 1988. Nitrate reductase and its role in nitrate assimilation in plants. *Physiologia Plantarum* 74: 214-219.
- Carignan, R. & J. Kalff, 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? *Science* 207: 987-989.
- Cedergreen N. & T.V. Madsen, 2003. Nitrate reductase activity in roots and shoots of aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 76: 203-212.
- Chambers P.A., E.E. Prepas, M.L. Bothwell & H.R. Hamilton, 1989. Roots versus shoots in nutrient uptake by aquatic macrophytes in flowing waters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46: 435-439.

- Clarke S.J. & G. Wharton, 2001. Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *The Science of the Total Environment* 266: 103-112.
- De Lyon, M.J.H. & J.G.M. Roelofs, 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 2: Tabellen. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen. 126 pp.
- De Lyon, M.J.H. & J.G.M. Roelofs, 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 2: tabellen. Laboratorium voor aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- De Lyon, M.J.H. & J.G.M. Roelofs, 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 2: tabellen. Laboratorium voor aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- De Vlieger B., H. van de Weerd & A.J.G. Reeze, 2011. Verbetering van de ecologische waterkwaliteit van de weteningen: onderzoek naar de bijdrage van kwaliteitsbaggeren. Arcadis, Apeldoorn.
- Demars, B.O.L. & M. Trémolières, 2009. Aquatic macrophytes as bioindicators of carbon dioxide in groundwater fed rivers. *Science of the total environment* 407: 4752-4763.
- Dos Reis Oliveira, P.C., H.G. van der Geest, M.H.S. Kraak & P.F.M. Verdonschot, 2019. Land use affects lowland stream ecosystems through dissolved oxygen regimes. *Scientific Reports* (2019) 9:19685 <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56046-1>
- Dos Reis Oliveira, P.C., M.H.S. Kraak, H.G. van der Geest, S. Naranjo & P.F.M. Verdonschot, 2018. Sediment composition mediated land use effects on lowland streams ecosystems. *Science of the Total Environment* 631-632 (2018): 459-468.
- Dülgen, E. & A. Hussner, 2017. Differences in growth and physiological response of eight *Myriophyllum* species to carbon dioxide depletion. *Aquatic Botany* 139: 25-31.
- Elser J.J., W. F. Fagan, R. F. Denno, D.R. Dobberfuhl, A. Folarin, A. Huberty, S. Interlandi, S.S. Kilham, E. McCauley, K.L. Schulz, E.H. Siemann & R.W. Sterner, 2000. Nutritional constraints interrestrial and freshwater foodwebs. *Nature* 408: 578.
- Ericsson T. (1995) Growth and shoot: root ratio of seedlings in relation to nutrient availability. In: Nilsson L.O., Hüttl R.F., Johansson U.T. (eds) *Nutrient Uptake and Cycling in Forest Ecosystems*. *Developments in Plant and Soil Sciences*, vol 62. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0455-5_23
- Eugelink, A.H., 1998. Phosphorus uptake and active growth of *Elodea canadensis* Michx. and *Elodea nutallii* (Planch.) St. Jon. *Water Science & Technology* 59-65.
- Garbey, C., K.J. Murphy, G. Thiébaud & S. Müller, 2004. Variation in P-content in aquatic plant tissues offers an efficient tool for determining plant growth strategies along a resource gradient. *Freshwater Biology* 49: 346-356.
- Geurts J.J.M., Smolders A.J.P., Banach A.M., van de Graaf J.P.M., Roelofs J.G.M. & L.P.M. Lamers. 2010. The interaction between decomposition, N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 44: 3487-3495.
- Geurts, J.G.M., A.J.P. Smolders, J.T.A. Verhoeven, J.G.M. Roelofs & L.P.M. Lamers, 2008. Sediment Fe:PO₄ ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. *Freshwater Biology* 53: 2101-2116.
- Gregor M. & L. Kautsky, 1991. Effects of Cu, Pb and Zn on two *Potamogeton* species grown under field conditions. *Vegetatio* 97: 173-184.
- Jackson L.J., J.B. Rasmussen, R.H. Peters & J. Kalff, 1991. Empirical relationships between the element composition of aquatic macrophytes and their underlying sediments. *Biogeochemistry* 12: 71-86.
- James, C., J.W. Eaton & K. Hardwick, 1999. Competition between three submerged macrophytes, *Elodea canadensis* Michx, *Elodea nutallii* (Planch.) St John and *Lagarosiphon major* (Ridl.) Moss. *Hydrobiologia* 415: 35-40.
- Jones, J.I., A.L. Collins, P.S. Naden, D.A. Sear, 2012. The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *River Research and Applications*, 28: 1006-1018.

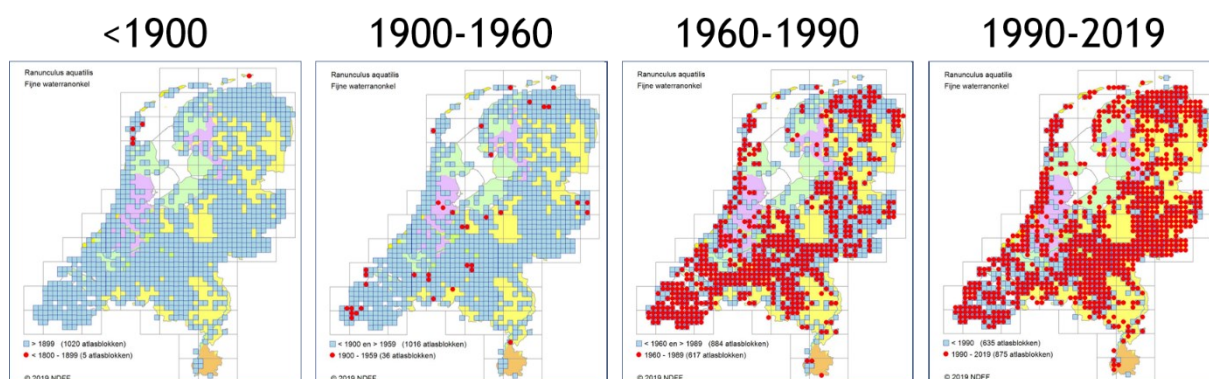
- Kaiser, W., A.W. Lorenz, S. Birk & D. Hering, 2021. The interplay of nutrients, dissolved inorganic carbon and algae in determining macrophyte occurrences in rivers. *Science of the Total Environment* 781 (2021) 146728.
- Lamers L., S. Schep, J. Geurts & A. Smolders, 2012. Erfenis fosfaatrijk verleden: helder water met woekerende waterplanten. *H2O* 2012: 33-34.
- Lamers, L. (red.), J. Sarneel, J. Geurts, M. Dionisio Pires, E. Remke, H. van Kleef, M. Christianen, L. Bakker, G. Mulderij, J. Schouwenaars, M. Klinge, N. Jaarsma, S. van der Wielen, M. Soons, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donk, W. Verberk, H. Esselink & J. Roelofs, 2010. Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. OBN Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2). Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Kennis, 251 pp.
- Loeb, R., 2008. On biogeochemical processes influencing eutrophication and toxicity in riverine wetlands. Proefschrift Radbouduniversiteit Nijmegen, Nijmegen. 173 pp.
- Loeb, R., F. Smolders & J. Roelofs, 2017. Achteruitgang van Vlottende waterranonkel in de Swalm. RP-16.119.17.14. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Loeb, R., F. Smolders, D. van Pul & S. Wijkmans, in prep. Effect van de ammonium-/nitraatverhouding op de groei van Vlottende waterranonkel. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Lucassen E., P. van den Munckhof, E. Brouwer & J. Roelofs, 2007. Een soortbeschermingsplan voor Drijvende waterweegbree in Noord-Brabant. Provincie Noord-Brabant. B-ware-rapportnr 2007.01. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Lucassen, E., P. van den Muckhof, A. Smolders & J. Roelofs, 2010. Mogelijkheden tot herstel drijvende waterweegbree. *H2O* 6: 44-46.
- Maberly S.C. & T.V. Madsen, 1998. Affinity for CO₂ in relation to the ability of freshwater macrophytes to use HCO₃⁻. *Functional Ecology* 12: 99-106.
- Madsen T.V. & K. Sand-Jensen, 1994. The interactive effects of light and inorganic carbon on aquatic plant growth. *Plant, Cell and Environment* 17: 955-962.
- Madsen T.V., 1993. Growth and photosynthetic acclimation by *Ranunculus aquatilis* L. in response to inorganic carbon availability. *New Phytologist* 125: 707-715.
- Madsen V.T. & N. Cedergreen, 2002. Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in a nutrient-rich stream. *Freshwater Biology* 47: 283-291.
- Maier, C.M. & A. M. Pregnall, 1990. Increased macrophyte nitrate reductase activity as a consequence of groundwater input of nitrate through sandy beaches. *Marine Biology* 107, 263-271.
- Mebane, C.A., N.S. Simon, T.R. Maret, 2014. Linking nutrient enrichment and streamflow to macrophytes in agricultural streams. *Hydrobiologia*, 722: 143-158.
- Melzer, A. & R. Kaiser, 1986. Seasonal variations in nitrate content, total nitrogen, and nitrate reductase activities of macrophytes from a chalk stream in Upper Bavaria. *Oecologia (Berlin)* 69 : 606-611.
- Melzer, A., 1980. Okofysiologische Aspekte der N-Ernährung submerser Wasserpflanzen. *Verh. Ges. Okol.* 8 : 357-362.
- Mesters, C., 1995. Shifts in macrophyte species composition as a result of eutrophication and pollution in Dutch transboundary streams over the past decades. *Journal of aquatic ecosystem health* 4: 295-305.
- Van der Meijden, R. (1996) *Heukels' Flora van Nederland*. 22ste druk, 1e bijdruk, Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Munzarova, E., B. Lorenzen, H. Brix, L. Vojtiskova & O. Votrubova, 2006. Effect of NH₄⁺/NO₃⁻ availability on nitrate reductase activity and nitrogen accumulation in wetland helophytes *Phragmites australis* and *Glyceria maxima*. *Environmental and Experimental Botany* 55: 49-60.
- Nielsen D.H., S.L. Nielsen & T.V. Madsen, 2006. CO₂ uptake patterns depend on water current velocity and shoot morphology in submerged stream macrophytes. *Freshwater Biology* 51, 1331-1340.

- Pedersen, O., J. Borum, C.M. Duarte, 1998. Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Cymodocea rotundata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 169: 283–288.
- Poelen, M.D.M., L.J.L. van den Berg, A.J.P. Smolders, N.G. Jaarsma en L.P.M. Lamers, 2011. WaterBODEMbeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutrienten (BAGGERNUT) – Metingen Interne Nutrientenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). Tussenrapportage 2011. Rapportnummer 2011.17. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen.
- Pollux, B.J.A., L. Santamaria, & N.J. Ouborg, 2005. Differences in endozoochorous dispersal between aquatic plant species, with reference to plant population persistence in rivers. *Freshwater Biology* 50: 232-242.
- Pot, R. (2003) Veldgids water- en oeverplanten. KNNV uitgeverij, Utrecht & STOWA, Utrecht.
- Pott, R. & D. Remy, 2000. Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas – aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.
- Profielendocument Submontane en laagland rivieren met vegetaties behorend tot het Ranunculion fluitantis en het Callitricho-Batrachion (H3260) Verkorte naam: Beken en rivieren met waterplanten. versie 1 sept 2008.
- Raun, A.L., J. Borum & K. Sand-Jensen, 2010. Influence of sediment organic enrichment and water alkalinity on growth of aquatic isoetid and elodeid plants. *Freshw Biol* 55:1891–1904
- Raven, J.A., 1984. Energetics and Transport in Aquatic Plants. M.B.L. Lectures in Biology, 4. A.R. Liss, New York, 587 pp.
- Rawat, S.K., R.K. Singh & R.P. Singh, 2012. Remediation of nitrite contamination in ground and surface waters using aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Biology* 33: 51-56.
- Redfield, A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist* 1958: 205-221.
- Robach F., I. Hajsek, I. Eglin & M. Trémolières, 1995. Phosphorus sources for aquatic macrophytes in running waters: water or sediment? *Acta Botanica Gallica*, 142: 719-731.
- Roelofs & Van Geest, in prep. Waterplanten en Waterkwaliteit.
- Roskam, G.D., W.E. Penning & M. Verheul (in prep). Herkomst van beekslib in vier stroomgebieden; Een analyses op basis van de chemische samenstelling. Kennis-Impuls Waterkwaliteit rapport STOWA/Deltares rapport nr 11202618-000/ZWS.
- Sand-Jensen, K., 1983. Photosynthetic carbon sources of stream macrophytes. *Journal of Experimental Botany* 34: 198-210.
- Sand-Jensen, K., M.F. Pedersen & S. L. Nielsen, 1992. Photosynthetic use of inorganic carbon among primary and secondary water plants in streams. *Freshwater Biology* 27: 283-293.
- Schaminée, J., J. Janssen, E. Weeda, P. Hommel, R. Haveman, P. Schipper & D. Bal, 2015. Veldgids Rompgemeenschappen. KNNV Uitgeverij, Zeist, 284 pp.
- Schipper P.C., B. Lanjouw & J.H.J. Schaminée, 1995. Potametea. In: J.H.J. Schaminée, E.J. Weeda & V. Westhof (red.). *De vegetatie van Nederland. Deel 2. Wateren, moerassen, natte heiden.* Opulus Press, Uppsala/Leiden.
- Schneider S. & A. Melzer, 2004. Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters. *Hydrobiologia* 527: 195–207.
- Silveira, M.J. & S.M. Thomaz, 2015. Growth of a native versus an invasive submerged aquatic macrophyte differs in relation to mud and organic matter concentrations in sediment. *Aquatic Botany* 124: 85-91.
- Simpson, D.A., 1990. Displacement of *Elodea canadensis* Michx by *Elodea nuttallii* (Planch.). *H. St John in the British Isles. Watsonia* 18: 173-177.
- Smolders A., E. Lucassen, J. Roelofs, A. Kramer-Hoenderboom & J. Lenssen, 2017. Woekering van waterplanten in beken tot op de bodem uitgezocht. H2O-Online/16 februari 2017.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K. & Roelofs J.G.M., 2001. Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
- Smolders A.J.P., J. Runhaar, R. Loeb & E.C.H.E.T. Lucassen, 2021. De terugkeer van het verdwenen hout. Randvoorwaarden voor de ontwikkeling van elzenbroekbos in beekdalen. *Landschap* 38(3): 145-153.

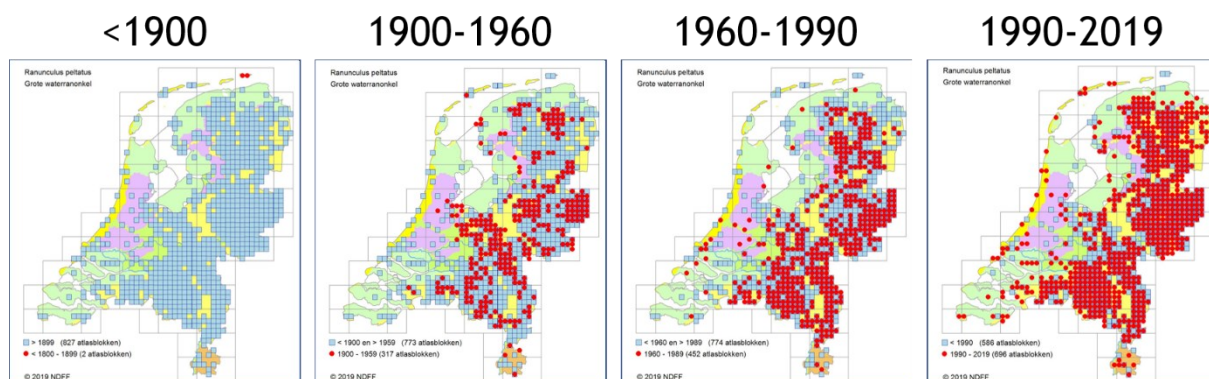
- Snowden, R.E.D. & B.D. Wheeler, 1993. Iron toxicity to fen plants. - *Journal of Ecology* 81: 35-46.
- Sousa, W.T.Z., S.M. Thomaz & K.J. Murphy, 2010. Response of native *Egeria najas* Planch: and invasive *Hydrilla verticillata* (L.f.) Role to altered hydroecological regime in a subtropical river. *Aquat. Bot.* 92: 40-48.
- Steffen, K., C. Leuschner, U. Müller, G. Wiegleb & T. Becker, 2014. Relationships between macrophyte vegetation and physical and chemical conditions in northwest German running waters. *Aquatic Botany* 113: 46-55.
- STOWA, 2005. Soortenprotocol Flora- en Faunawet. Drijvende waterweegbree.
- STOWA, 2018. Ecologische sleutelfactor verwijdering. STOWA-rapport 2018-26. STOWA, Amersfoort.
- Stroomgebied Rijn-West, 2017. Vragen en antwoorden ecologische KRW-doelen. Werkgroep doelaflleiding 2021 Rijn-West. Versie september 2017.
- Van den Dool, E. & J. Bruinsma, 1991. Enige vondsten van *Callitriche obtusangula* Le Gall (Stomphoekig sterrekroos), vooral in Oost- en Zuid-Nederland. *Gorteria* 17: 153-159.
- Van der Meer, S. J. van Zuidam & M. Scheepens, 2019. Drijvende waterweegbree. Witte bloemenzee of dobberende klonen? *Planten* 9: 9-11.
- Van der Molen, D.T., R. Pot, C.H.M. Evers, F.C.J. van Herpen en L.L.J. van Nieuwerburgh (red.), 2018. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027. 2018.49. STOWA, Amersfoort.
- Van Dijk H.W.J., 2008. Deterioration and restoration of Dutch small rivers and brooks, especially of its submerse vegetation developments and perspectives in respect to EU Water Framework Directive. Draft paper on basis of presentation during the symposium "Complex systems under extreme conditions" (Ergaki / Siberian Federal University (Krasnoyarsk) June 27, 2008).
- Van Duijnhoven, N., J. Klein, J. Rozemeijer & S. Loos, 2015. Toestand- en trendanalyse voor nutriënten op KRW-meetlocaties. 1220098-015. Deltares, Utrecht.
- Van Gerven, L.P.A. & H.T.L. Massop, 2020. Herkomst van beekslib in vier stroomgebieden. Een verkennende systeemanalyse als onderdeel van het Kennisimpuls-project Grip op Slib. Wageningen Environmental Research, Wageningen.
- Van Zuidam, J.P. & J.T.H.M. Peeters, 2012. Cutting affects growth of *Potamogeton lucens* L. and *Potamogeton compressus* L. *Aquatic Botany* 100: 51-55.
- Verdonschot, P., Verdonschot, R., Bauwens, J., Brugmans, B., Dees, A., Kits, M., Moeleker, M., Hoog, J. de, Scheepens, M., Barten, I., Coenen, D., Vught, A. van, Roovers, S. (2016) Kennisoverzicht kleinschalige maatregelen in Brabantse beken. STOWA rapport 2017-16, STOWA, Amersfoort.
- Verdonschot, R., Penning, E., Berends, K., Schoelynck, J., Reitsema, R., Verdonschot, P. (2021) Aangepast beheer en onderhoud en kleinschalige maatregelen in beken. Rapport nummer 2021/OBN243-BE, VBNE, Driebergen.
- Verhoeven, J. T. A., W. Koerselman, & A. F. M. Meuleman, 1996. Nitrogen- or phosphorus-limited growth in herbaceous, wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends Ecol. Evol.* 11, 494- 497.
- Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra & T. Westra, 1987. Nederlandse Oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 2. IVN, Amsterdam. 304pp.
- Westhoff, V., P. A. Bakker, C.G. van Leeuwen, E.E. van der Voor, I.S. Zonneveld, 1973. Wilde planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 3: de hogere gronden. Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland. Pag. 185 e.v.
- Wiegleb, G., 1984. A study of habitat conditions of the macrophytic vegetation in selected river systems in western Lower Saxony (Federal Republic of Germany). *Aquatic Botany* 18, 313-352.
- Wu, J., Y. Dai, S. Rui, N. Cui, F. Zhong, S. Cheng, 2015. Acclimation of *Hydrilla verticillata* to sediment anoxia in vegetation restoration in eutrophic waters. *Ecotoxicology*, 24: 2181-2189.

Bijlage 1. Verspreidingskaarten. Bron: NDFF/Verspreidingsatlas Floron

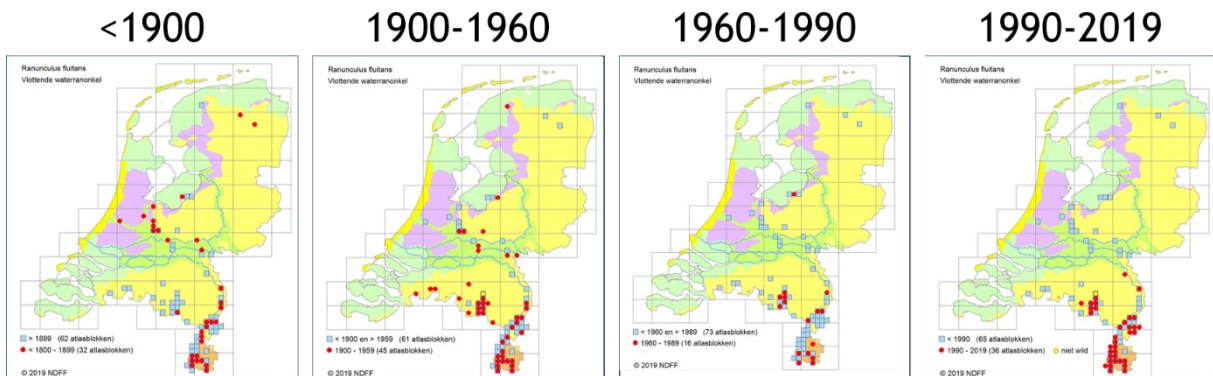
Fijne waterranonkel



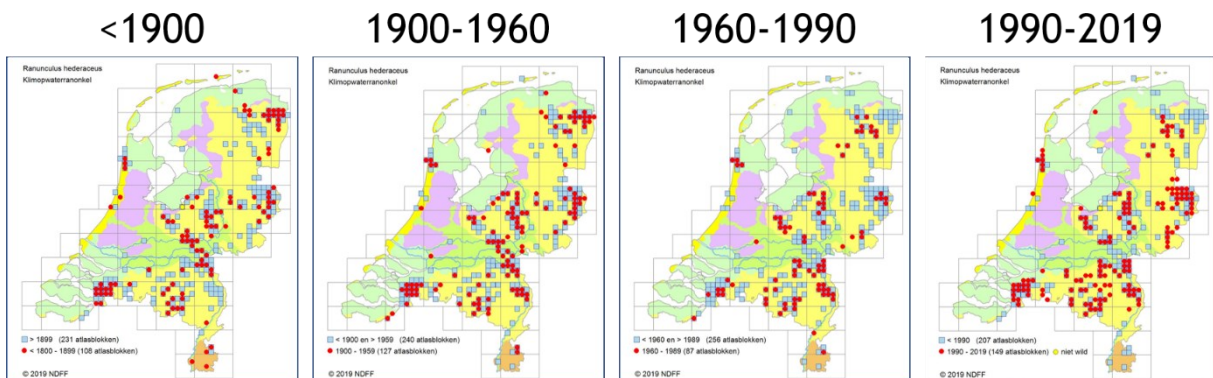
Grote waterranonkel



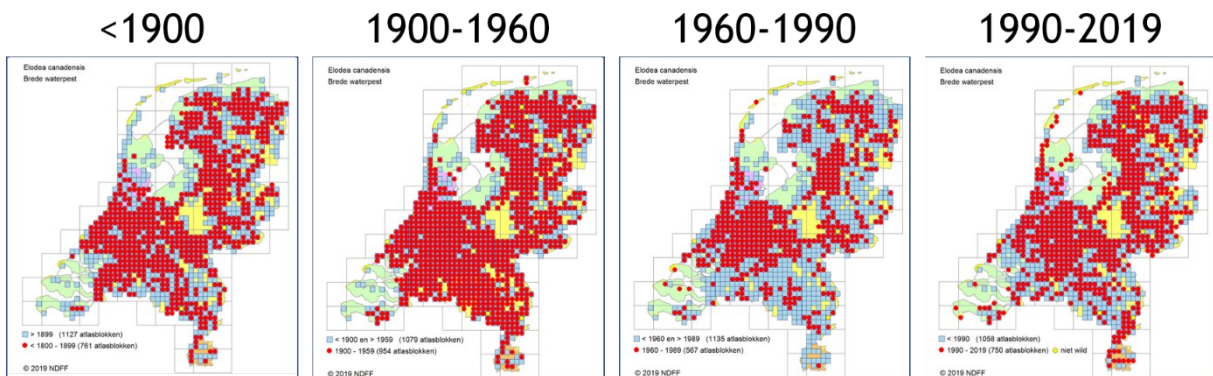
Vlottende waterranonkel



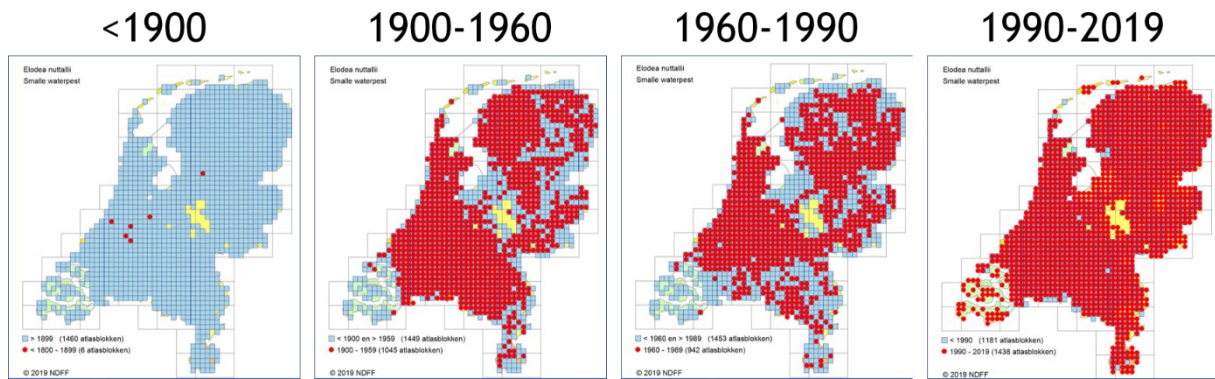
Klimopwaterranonkel



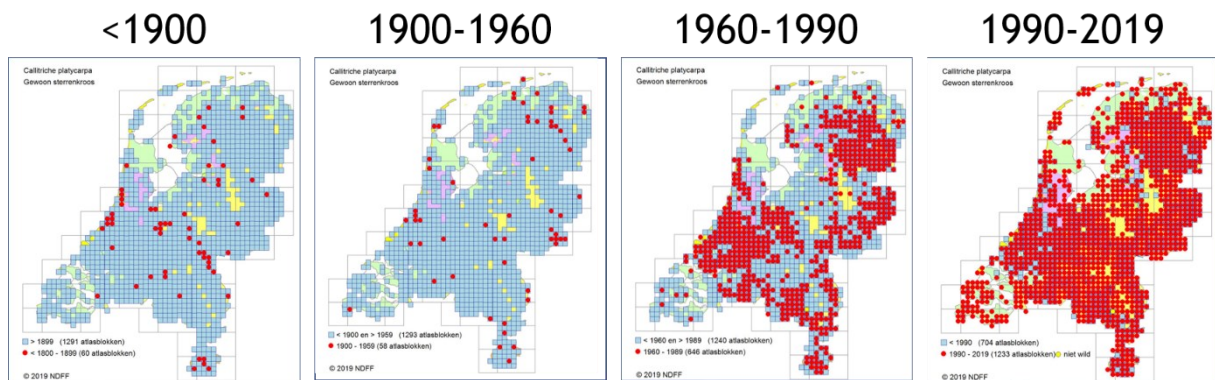
Brede waterpest



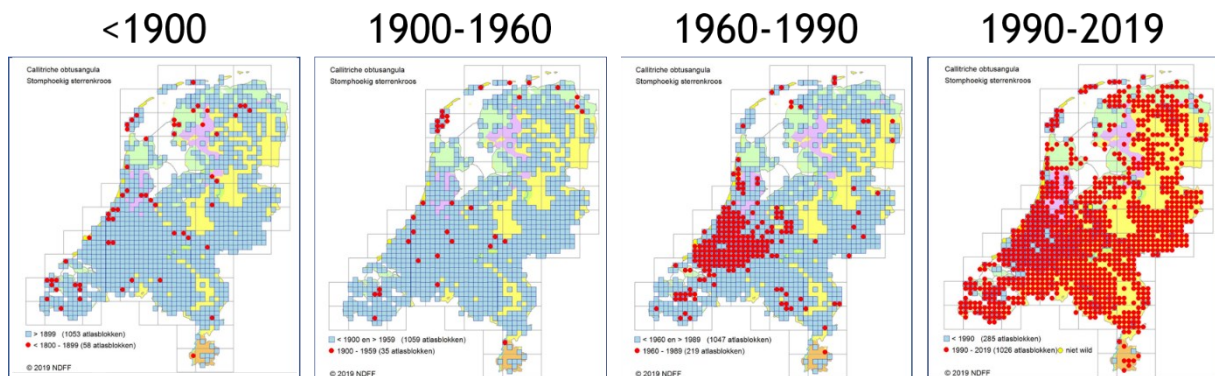
Smalle waterpest



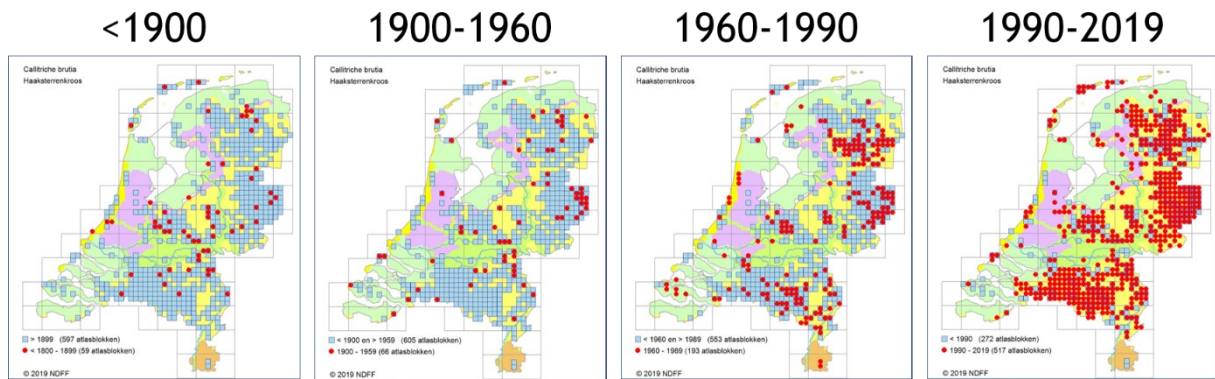
Gewoon sterrenkroos



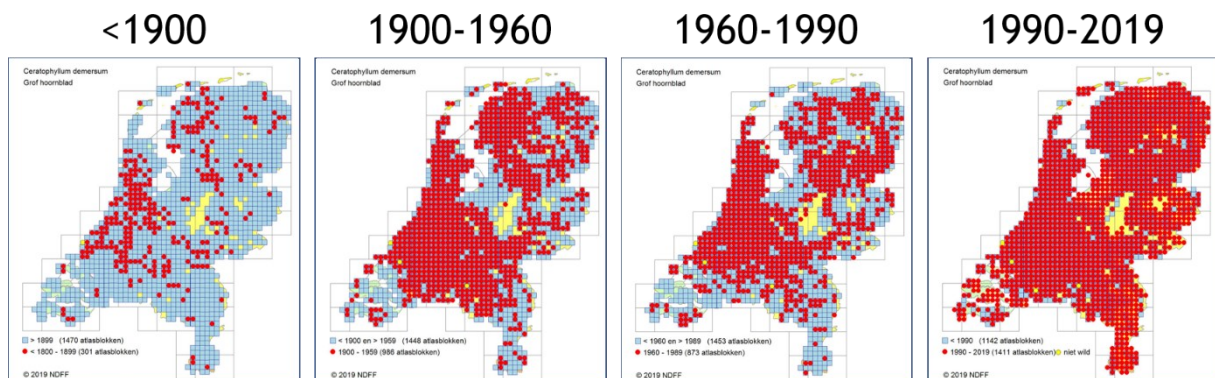
Stomphoekig sterrenkroos



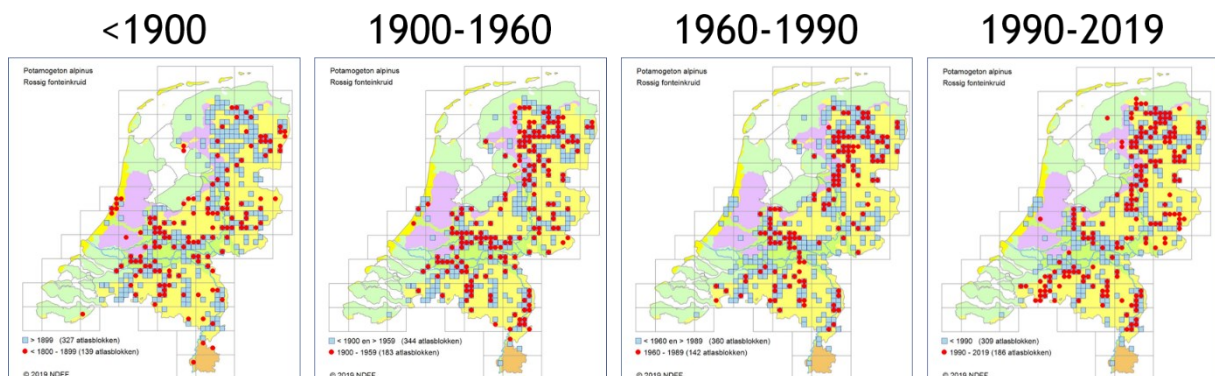
Haaksterrenkroos



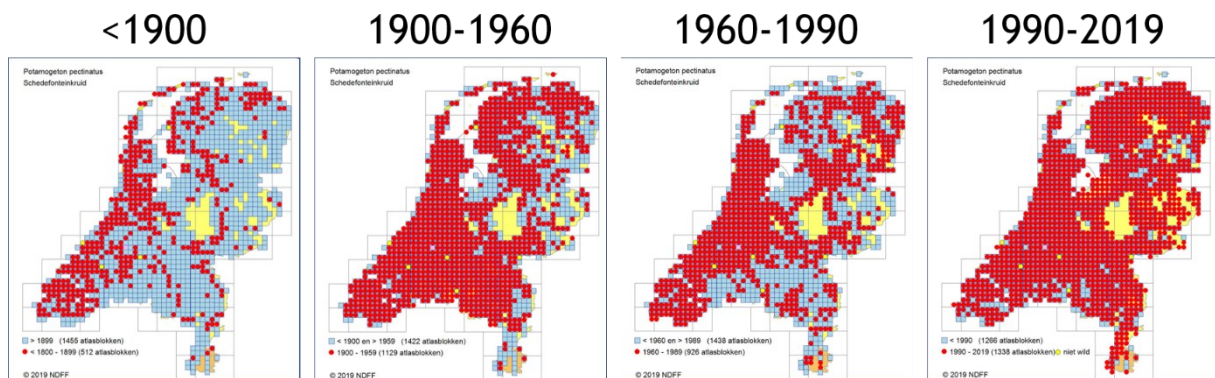
Grof hoornblad



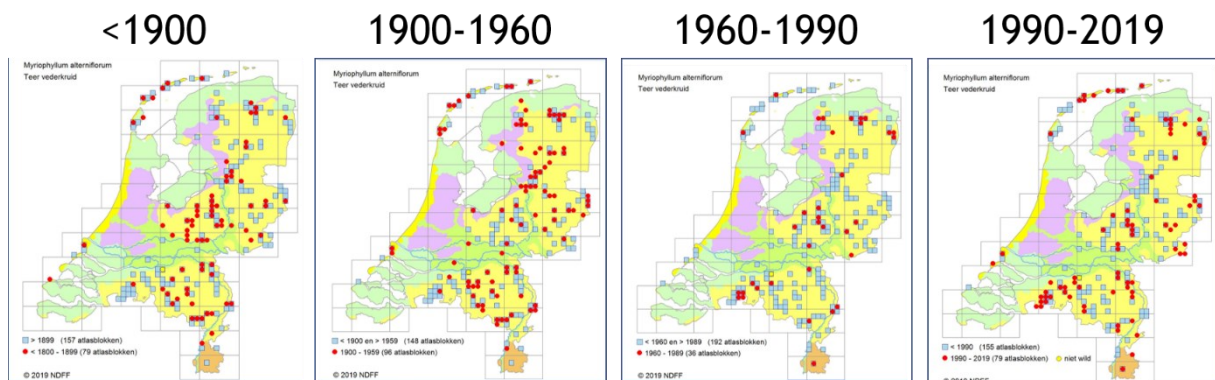
Rossig fonteinkruid



Schedefonteinkruid



Teer vederkruid



Bijlagen 3. Chemische analyses

Coördinaten monsterlocaties.

locatie	datum	x	y	beek
3	5-6-2019	210803	472196	Dortherbeek
4	12-6-2019	245222	458502	Koffijgoot
5	12-6-2019	245313	458662	Koffijgoot
6	12-6-2019	212589	449478	Grote Beek
7	5-6-2019	214945	471398	Dortherbeek
8	12-6-2019	212478	449510	Grote Beek
9	26-6-2019	239154	562450	Gasterens Diep
10	25-6-2019	240850	559546	Rolderdiep
11	25-6-2019	240859	559738	Gasterens Diep
12	25-6-2019	240844	559713	Rolderdiep
13	26-6-2019	240910	558082	Rolderdiep
14	25-6-2019	240819	558918	Rolderdiep
15	26-6-2019	238787	565794	Zeegserloopje
16	25-6-2019	239172	562345	Gasterens Diep
17	26-6-2019	440862	558260	bypass Rolderdiep
18	11-6-2019	161128	380014	Tongelreep
19	11-6-2019	161164	380106	Tongelreep
20	11-6-2019	161139	380467	Tongelreep
21	11-6-2019	161106	380640	Tongelreep
22	4-6-2019	162179	369417	Tongelreep
23	4-6-2019	162180	369418	Tongelreep
26	4-6-2019	157484	373306	Keersop
25	4-6-2019	157476	373319	Keersop
26,1	11-5-2019	161269	380967	Tongelreep
26a	11-6-2019	161260	380937	Tongelreep
27	17-6-2019	193237	404433	Oeffeltse Raam
30	17-6-2019	179448	416506	Hoge Raam
31A	4-6-2019	173171	382394	Vleutloop
31B	4-6-2019	173171	382394	Vleutloop
32	4-6-2019	170659	390405	Goorloop
33	17-6-2019	177241	415199	Hoge Raam
33A	17-6-2019	177255	415238	Hoge Raam
34	17-6-2019	187321	408337	Lage Raam
34A	17-6-2019	187275	408367	Lage Raam
35	17-6-2019	183046	413056	Lage Raam
36	5-6-2019	220708	479132	Soestwetering
37	5-6-2019	219296	478366	Soestwetering
38	5-6-2019	220763	479169	Soestwetering
39	5-6-2019	220703	479136	Soestwetering
42	24-6-2019	213472	544199	Vledder Aa
42A	24-6-2019	213462	544121	Vledder Aa
42B	24-6-2019	213330	543957	Vledder Aa
43	24-6-2019	211655	541655	Vledder Aa
44	19-6-2019	182100	444460	Heelsumse Beek
45	19-6-2019	182120	444639	Heelsumse Beek
46	19-6-2019	180514	443336	Renkumse Beek
47	19-6-2019	178323	443816	Renkumse Beek
48	19-6-2019	178757	445247	Renkumse Beek
48A	19-6-2019	178785	445201	Molenbeek
49	24-6-2019	177649	479736	Hierdense Beek
51	24-6-2019	179054	477215	Hierdense Beek
53	25-6-2019	240821	559776	Rolderdiep
1	16-9-2019	213980	465248	Eefsche Beek
2	16-9-2019	215537	465687	Eefsche Beek
54	16-9-2019	262733	495336	Gele beek
54A	16-9-2019	262802	495310	Gele beek
55	16-9-2019	263268	494831	Gele beek
56	16-9-2019	236950	482443	Doorbraak
57	16-9-2019	236933	482445	Doorbraak
58	16-9-2019	242981	473713	Hagmolenbeek
59	18-9-2019	248974	528875	Drostendiep
60	18-9-2019	248474	522421	Oude Drostendiep
61	18-9-2019	246335	509109	Radewijkerbeek
62	18-9-2019	246328	509109	Radewijkerbeek
63	18-9-2019	238608	509315	Radewijkerbeek

Analyseresultaten van oppervlaktewater (ow), poriewater slib (pw slib) en poriewater sediment (pw sed). Concentraties in $\mu\text{mol/l}$, EGV in $\mu\text{S/cm}$, alkaliniteit in meq/l, turbiditeit in ppm.

locatie	pH	alk	turb.	EGV	CO2	HCO3	NO3	NH4	PO4	Na	K	Cl	Al	As	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	S	Si	Sr	Zn
22 OW	7,5	1,95	2	442	157	1878	121	7	0,8	1005	100	1188	2	0,0	2	1175	0,00	0,04	0,01	0,08	16	217	330	1	0,01	1089	0,1	3	0,01	536	131	2	0,2
25 OW	7,1	1,47	4	398	266	1324	82	2	0,2	909	145	993	2	0,0	3	1023	0,00	0,16	0,01	0,08	30	271	345	1	0,01	923	0,4	1	0,01	649	133	2	0,6
31 OW	6,1	0,64	6	248	923	477	2	19	0,6	472	88	705	2	0,0	1	594	0,00	0,01	0,03	0,06	91	156	204	4	0,00	656	0,0	10	0,00	439	310	1	0,1
32 OW	7,3	3,21	4	491	376	3239	101	9	0,6	1023	116	1073	1	0,0	2	1581	0,00	0,00	0,01	0,08	26	197	341	2	0,02	1008	0,0	3	0,01	332	125	2	0,1
22 pw sed	6,7			546	1374	2692	0	36	1,4	1248	484	1701	1	0,2	5	1417	0,00	0,58	0,02	0,06	368	275	342	32	0,01	1069	0,3	15	0,00	493	223	3	0,5
23 pw slib	7,1			1304	2308	12200	1	362	0,9	1647	553	1619	1	0,4	8	3836	0,01	1,95	0,02	0,07	1079	730	811	120	0,12	1453	0,9	6	0,01	28	374	9	0,2
23 pw sed	6,9			1430	4651	14144	1	638	0,7	1224	548	1498	3	1,0	21	3716	0,03	0,75	0,03	0,08	2071	712	548	70	0,02	1101	0,2	11	0,02	32	491	11	0,4
25 pw sed	6,6			308	1069	1607	1	80	1,1	490	128	695	1	0,4	5	817	0,00	0,15	0,02	0,06	300	134	194	8	0,01	709	0,1	13	0,00	347	366	2	0,3
26 pw slib	5,6			373	2905	453	1	44	0,5	867	183	1021	1	0,4	6	939	0,00	0,44	0,03	0,06	401	268	281	15	0,01	860	0,2	16	0,00	300	328	2	1,2
26 pw sed	6,6			388	1633	2421	0	29	0,5	804	190	804	1	0,4	5	960	0,00	0,03	0,02	0,06	338	257	298	12	0,02	851	0,1	10	0,00	296	327	2	0,5
31a pw slib	6,4			407	2334	2178	0	96	1,3	1028	142	1220	5	0,0	2	1102	0,00	0,00	0,09	0,06	254	161	263	8	0,01	987	0,1	16	0,00	282	397	2	0,2
31a pw sed	6,2			422	2143	1462	0	67	0,3	2824	148	2822	5	0,0	2	1047	0,00	0,00	0,07	0,06	179	166	253	8	0,01	981	0,2	8	0,00	677	360	2	0,6
31b pw slib	6,5			445	2238	2923	0	137	1,2	1047	142	1103	5	0,0	4	1296	0,00	0,00	0,11	0,06	339	218	313	9	0,00	921	0,1	46	0,00	38	428	3	0,2
31b pw sed	6,3			371	1758	1310	1	47	0,7	895	117	1267	3	0,0	2	905	0,00	0,00	0,06	0,06	101	158	226	7	0,01	878	0,1	12	0,00	494	345	2	0,9
32 pw slib	6,8			646	2464	5804	0	176	0,6	1027	208	1294	2	0,2	9	1976	0,01	0,00	0,05	0,07	973	293	327	35	0,00	973	0,0	34	0,01	20	581	4	0,3
32 pw sed	6,8			361	801	2342	1	145	0,9	875	187	1205	1	0,0	2	821	0,00	0,00	0,03	0,06	61	264	195	5	0,00	849	0,1	9	0,00	299	349	2	3,2
3 OW	7,7	5,51	4	720	241	5215	5	4	0,2	1145	105	1241	0	0,0	4	2878	0,00	0,00	0,00	0,05	2	224	492	0	0,01	1176	0,0	0	0,00	596	141	6	0,0
7 OW	7,4	5,62	2	722	539	5649	0	3	0,2	1166	88	1313	0	0,0	3	2958	0,00	0,00	0,03	0,05	12	183	457	2	0,00	1040	0,1	1	0,01	587	186	6	0,0
37 OW	8,7	2,60	2	510	12	2525	82	1	0,2	1306	72	1531	0	0,0	3	1424	0,00	0,01	0,03	0,07	3	145	429	0	0,00	1273	0,0	1	0,00	474	67	5	0,0
38 OW	8,2	2,43	2	518	34	2385	43	2	0,2	1319	73	1550	0	0,0	3	1337	0,00	0,00	0,03	0,06	6	146	429	0	0,01	1309	0,0	1	0,01	492	36	5	0,0
39 OW	8,3	2,42	2	481	29	2360	40	2	0,1	1842	74	2280	0	0,0	3	1329	0,00	0,00	0,03	0,06	8	144	433	0	0,01	1314	0,0	0	0,00	489	34	5	0,0
3 pw slib	7,3			693	771	6168	1	35	4,7	1136	335	1430	0	0,5	5	2596	0,00	0,00	0,04	0,05	216	263	401	16	0,00	1125	0,0	36	0,00	90	441	5	0,4
3 pw sed	7,2			616	837	4987	0	135	1,0	1096	118	1232	1	0,5	3	2316	0,00	0,00	0,05	0,05	210	137	300	18	0,00	1114	0,1	28	0,00	172	310	4	0,3
7 pw slib	7,2			841	596	3930	0	54	2,6	730	226	858	1	0,4	8	3625	0,00	0,00	0,06	0,06	456	374	585	12	0,00	696	0,1	45	0,01	644	377	7	2,2
7 pw sed	7,2			846	1181	7266	1	55	0,6	719	201	940	0	0,2	3	3578	0,00	0,00	0,05	0,05	93	299	580	13	0,01	746	0,1	4	0,00	834	198	6	0,2
36 pw slib	7,5			506	443	5929	0	6	1,5	1442	114	1780	0	0,0	6	1386	0,00	0,00	0,05	0,05	25	169	397	10	0,01	1418	0,1	5	0,01	309	153	5	0,5
36 pw sed	7,4			593	372	3778	1	59	2,2	1232	143	1935	1	0,1	4	1892	0,00	0,00	0,05	0,05	40	227	417	23	0,01	1217	0,1	11	0,00	249	173	6	0,1
37 pw slib	7,5			551	245	3340	0	28	0,5	1565	119	1022	0	0,0	7	1626	0,00	0,00	0,04	0,06	122	186	429	12	0,03	1367	0,1	3	0,00	397	236	6	0,7
37 pw sed	7,5			576	233	3187	5	32	0,6	1521	127	1726	0	0,0	9	1593	0,00	0,00	0,04	0,05	92	206	411	12	0,03	1430	0,1	4	0,00	405	125	6	0,3
38 pw slib	7,2			594	700	4345	0	17	0,4	934	73	1132	0	0,0	3	2192	0,00	0,00	0,05	0,05	82	119	302	9	0,00	956	0,1	4	0,00	478	347	4	6,4
38 pw sed	7,3			565	421	3461	2	21	0,2	891	69	971	0	0,2	1	2170	0,00	0,00	0,04	0,07	61	118	305	6	0,06	926	0,0	2	0,01	821	235	4	0,3
39 pw slib	7,5			558	272	3207	0	48	1,3	1538	114	1886	0	0,0	6	1439	0,00	0,00	0,03	0,06	25	192	374	10	0,00	1535	0,0	8	0,00	202	227	5	0,2
39 pw sed	7,4			610	327	3618	1	34	1,1	1740	154	2154	0	0,2	5	1766	0,00	0,00	0,04	0,05	31	250	427	13	0,08	1507	0,0	5	0,00	286	241	6	0,1
18 pw sed	6,8			653	1765	4895	2	132	1,1	1053	221	1321	1	0,1	3	2250	0,00	0,65	0,01	0,04	202	381	492	38	0,01	1048	0,3	8	0,01	256	276	4	0,5
19 pw sed	6,9			1090	3385	10536	2	597	0,6	1207	243	1255	3	0,6	15	3573	0,02	1,09	0,03	0,06	1972	441	637	362	0,09	1192	0,3	11	10,03	39	473	8	0,7
19 pw slib	7,0			1087	2310	9831	2	324	1,3	1322	284	1372	2	0,4	10	3564	0,02	1,62	0,03	0,05	1447	500	738	327	0,13	1276	0,6	14	0,03	47	414	8	0,4
20 pw sed	6,9			520	1045	3133	2	64	0,3	960	147	1076	0	0,1	5	1644	0,00	0,01	0,01	0,04	102	254	328	41	0,01	974	0,0	2	0,00	346	277	3	0,4
20 pw slib	7,0			444	516	2346	1	41	0,3	989	147	1087	1	0,1	3	1306	0,00	0,26	0,01	0,05	53	256	338	41	0,01	1022	0,1	2	0,00	433	187	3	0,9
21 pw sed	6,8			516	1294	3783	1	58	1,7	1050	157	1146	1	0,1	6	1576	0,00	0,24	0,02	0,04	440	267	360	38	0,01	1064	0,2	11	0,01	103	292	3	3,3
26,1 pw sed	7,0			1076	2066	84																											

locatie	pH	alk	turb.	EGV	CO2	HCO3	NO3	NH4	PO4	Na	K	Cl	Al	As	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	S	Si	Sr	Zn
48a OW	6,3	0,27	4	166,3	211	173	320	9	0,1	432	49	351	45	0,0	0	372	0,00	0,01	0,04	0,03	2	84	179	1	0,00	529	0,0	10,01	264	190	1	0,2	
44 pw sed	6,7			175	404	923	1	2	0,4	842	58	1148	2	0,0	0	460	0,00	0,01	0,06	0,03	20	80	87	3	0,01	345	0,1	3,000	18	159	1	0,2	
44 pw slib	6,8			122,1	376	922	1	16	0,3	232	45	144	2	0,0	0	391	0,00	0,01	0,05	0,02	19	82	47	1	0,01	322	0,1	10,00	17	127	1	0,2	
45 pw sed	5,7			431	705	147	793	199	0,1	2046	103	2100	3	0,0	14	332	0,00	0,82	0,03	0,05	1	173	317	9	0,00	1919	0,3	0,00	368	165	2	6,4	
45 pw slib	5,7			449	732	151	736	291	6,7	2058	133	1774	2	0,0	13	299	0,00	0,73	0,03	0,04	1	224	342	13	0,00	1964	0,3	12,00	347	171	2	6,2	
46 pw sed	6,7			427	310	635	1510	4	0,6	699	63	784	0	0,0	1	1089	0,00	0,00	0,03	0,06	0	120	482	0	0,00	751	0,1	1,000	390	246	3	0,5	
47 pw sed	6,5			324	1906	2625	11	379	0,3	467	98	596	1	0,4	6	773	0,00	0,13	0,04	0,02	379	167	302	75	0,01	594	0,2	6,000	63	401	2	0,2	
47 pw slib	6,8			290	937	2223	2	211	0,4	472	78	541	2	0,0	1	797	0,00	0,15	0,04	0,03	58	132	200	106	0,00	602	0,1	3,000	70	273	2	0,3	
48 pw sed	6,7			244	999	1903	6	143	0,2	490	109	509	3	0,0	2	649	0,00	0,03	0,07	0,03	83	185	204	9	0,01	623	0,3	1,000	55	257	2	0,5	
48 pw slib	6,6			200,1	411	690	37	10	0,2	448	62	562	2	0,0	1	528	0,00	0,05	0,04	0,09	7	111	157	2	0,00	587	0,1	1,000	312	217	1	0,7	
48a pw sed	6,7			255	873	1727	110	75	0,1	434	80	486	3	0,0	1	745	0,00	0,03	0,04	0,04	83	137	207	26	0,00	583	0,1	0,000	128	146	2	1,2	
48a pw slib	6,5			212,4	922	1288	112	86	0,1	401	75	488	4	0,0	1	528	0,00	0,06	0,04	0,03	59	127	191	22	0,00	571	0,1	0,000	128	123	2	0,4	
42 A	7,1	3,66	4	343	635	3362	1	3	0,1	90	11	93	1	0,0	1	1660	0,00	0,02	0,00	0,01	62	7	193	69	0,00	1321	0,0	10,00	12	161	2	0,0	
42 B	7,4	2,15	7	232	172	1881	0	3	0,2	190	11	338	1	0,0	1	993	0,00	0,00	0,00	0,01	44	5	138	1	0,00	70	0,0	2,000	23	283	1	0,0	
43	7,6	2,28	2	290	126	1954	0	4	0,1	443	11	691	0	0,0	1	1079	0,00	0,00	0,00	0,01	13	28	156	1	0,00	9	0,0	1,000	100	162	2	0,0	
49	7,2	1,06	2	290	110	787	262	5	0,5	606	174	890	8	0,0	2	684	0,00	0,02	0,01	0,05	8	273	195	1	0,00	170	0,0	2,000	324	160	1	0,1	
51	6,9	1,09	3	295	259	763	305	7	0,4	630	227	920	8	0,0	2	672	0,00	0,03	0,01	0,06	9	294	202	3	0,00	5	0,1	2,000	350	169	1	0,1	
42 pw slib	6,8			806	2793	7414	1	40	1,2	288	94	403	1	0,2	8	3435	0,01	0,01	0,00	0,03	1428	117	336	41	0,00	260	0,0	14,00	41	468	5	0,4	
42 pw sed	6,9			448	1253	4018	1	2	0,6	287	20	400	0	0,0	2	2084	0,00	0,00	0,00	0,01	131	17	224	4	0,00	967	0,0	7,000	44	433	2	1,4	
42a pw sed	6,5			427	2770	3860	0	5	0,2	285	21	359	0	0,0	2	2003	0,00	0,04	0,00	0,02	141	38	225	13	0,00	292	0,0	1,000	34	469	2	2,6	
42b pw slib	7,0			312	678	2710	0	32	1,4	213	22	382	0	0,1	2	1377	0,00	0,00	0,00	0,01	234	37	139	2	0,00	135	0,0	36,00	28	577	2	3,2	
42b pw sed	7,2			286	401	2498	2	10	1,2	561	26	854	0	0,0	1	1249	0,00	0,00	0,00	0,01	74	30	127	2	0,00	80	0,0	15,000	26	480	1	0,3	
43 pw slib	7,0			444	922	3800	0	80	2,7	384	35	668	0	0,0	2	1982	0,00	0,00	0,00	0,02	190	56	158	8	0,00	5	0,0	29,000	16	880	2	0,6	
43 pw sed	7,1			367	565	2772	0	20	1,3	380	27	682	0	0,0	1	1553	0,00	0,00	0,00	0,01	104	43	128	6	0,00	15	0,0	10,000	111	486	2	0,5	
49 pw sed	7,1			326	258	1930	1	44	0,5	693	243	990	2	0,0	3	748	0,00	0,16	0,01	0,05	3	336	207	53	0,01	171	0,1	2,000	344	148	1	1,0	
51 pw sed	4,7			128,5	2279	51	132	6	0,4	527	102	649	18	0,0	1	140	0,00	0,05	0,00	0,05	1	92	45	4	0,00	251	0,1	1,000	243	190	2	0,4	
10	7,3	2,38	2	301	278	2142	5	5	0,7	264	30	389	0	0,0	1	1171	0,00	0,00	0,01	0,02	22	49	201	3	0,00	400	0,1	6,000	113	194	2	0,0	
11	7,2	2,41	6	302	321	2181	7	7	1,2	336	30	530	1	0,0	1	1165	0,00	0,01	0,01	0,02	45	47	200	6	0,00	376	0,0	4,000	113	204	2	0,0	
12	7,2	2,40	4	303	316	2189	7	5	0,4	386	32	552	0	0,0	1	1199	0,00	0,00	0,01	0,02	22	50	204	4	0,00	374	0,0	5,000	111	200	2	0,0	
14	7,3	2,31	5	296	255	2061	4	3	0,5	404	29	594	0	0,0	1	1136	0,00	0,00	0,01	0,01	26	47	198	2	0,00	1577	0,0	12,000	116	197	2	0,0	
53	7,3	2,40	3	302	239	2176	7	4	0,3	344	25	516	0	0,0	1	1196	0,00	0,00	0,01	0,01	18	44	202	2	0,00	434	0,0	10,000	109	196	2	0,0	
10 pw slib	6,9			790	2401	7438	1	1046	1,2	444	124	642	1	0,1	8	3145	0,01	0,02	0,02	0,02	1471	134	397	113	0,01	9	0,0	24,00	51	455	6	0,5	
10 pw sed	6,9			282	614	2144	0	86	2,6	232	36	476	1	0,1	4	1104	0,00	0,00	0,01	0,02	406	47	182	18	0,00	281	0,0	20,000	22	551	2	1,7	
11 pw slib	6,9			370	1032	3046	1	49	6,8	355	43	473	0	0,1	4	1548	0,00	0,00	0,01	0,01	400	66	262	8	0,01	163	0,1	32,00	17	610	2	1,0	
11 pw sed	7,1			333	587	2928	1	8	1,1	378	36	476	0	0,0	2	1377	0,00	0,00	0,01	0,01	138	56	234	3	0,00	209	0,0	12,000	28	598	2	1,0	
12 pw slib	6,7			465	1965	3947	1	312	1,1	297	53	452	1	0,1	9	1740	0,01	0,01	0,00	0,02	1525	73	236	95	0,01	115	0,0	22,00	31	313	3	1,5	
12 pw sed	7,0			362	792	3105	1	57	1,0	260	41	378	1	0,1	5	1635	0,00	0,01	0,01	0,02	557	66	248	7	0,00	791	0,0	19,000	20	420	2	0,1	
14 pw slib	6,7			637	2454	5674	0	757	1,0	347	92	469	1	0,1	6	2672	0,00	0,02	0,02	0,02	1111	106	230	56	0,00	95	0,0	23,00	35	615	5	0,5	
14 pw sed	6,7			526	2277	4390	0	834	0,8	302	69	346	2	0,2	10	2508	0,01	0,02	0,06	0,02	1468	78	382	25	0,02	48	0,1	17,00	92	527	3	2,3	
53 pw slib	6,7			521	2313	4923	0	313	0,8	350	70	361	1	0,1	5	2100	0,00	0,01	0,01	0,02	883	104	282	47	0,00	497	0,0	12,000	21	432	4	0,5	
53 pw sed	6,9			466	1266	4390	0	51	1,5	341	43	318	1	0,1	5	2185	0,00	0,01	0,01	0,02	666	70	286	10	0,00	1788	0,1	16,000	19	395	3	2,2	

Analyseresultaten bodemkwaliteit. Vochtpercentage (vocht), bodemdichtheid (dichth) in kg/l, organische stofpercentage, en resultaten NaCl-extractie in $\mu\text{mol/kg}$ bodem.

locatie		vocht	dichth	om%	NaCl umol/kg												
					NO3-	NH4+	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn	
22	sed	17	1,5	1	38	28	12	2956	1	584	419	41	3	645	133	7	
23	stib	61	0,5	10	6	539	11	30094	4	2085	1817	78	12	3979	414	0	
23	sed	29	1,2	3	25	145	8	20498	77	879	2158	121	11	2809	1398	0	
25	sed	24	1,3	3	2	70	4	6563	1	909	564	3	1	650	69	0	
26	sed	15	1,7	1	1	73	9	13415	1	526	1884	7	4	4872	56	0	
26	stib	24	1,5	2	1	8	4	11267	1	756	1231	86	1	6575	79	0	
31a	stib	43	0,9	6	0	152	5	25872	18	968	2733	97	12	2535	772	0	
31a	sed	32	1,2	6	2	51	6	9766	2	921	1042	10	4	1243	126	0	
31b	stib	49	0,8	10	1	141	7	28629	16	848	2214	21	7	7191	315	0	
31b	sed	38	1,1	12	2	42	4	9961	1	793	795	12	1	2629	59	0	
32	stib	48	0,8	7	0	166	11	26014	2	1059	3769	18	7	7197	111	0	
32	sed	37	1,0	6	4	31	6	14046	1	936	1592	61	3	8085	90	0	
3	stib	44	0,9	5	41	10	2	4969	2	965	701	87	3	881	199	9	
3	sed	21	1,6	2	7	1147	1	13734	7	1207	1660	491	7	377	433	3	
7	stib	80	0,2	22	22	4073	13	33876	495	4508	2242	864	31	1670	1338	15	
7	sed	16	1,7	1	2	61	2	7203	169	574	947	199	1	2716	390	32	
36	stib	66	0,5	9	3	75	10	11110	211	1840	1583	179	3	4831	462	77	
36	sed	20	1,6	1	2	109	4	5905	525	757	988	208	4	2519	379	33	
37	stib	42	1,0	4	18	779	6	12269	527	1003	1656	126	5	1543	440	8	
37	sed	18	1,7	1	3	255	12	9081	64	709	1329	66	1	1544	193	8	
38	stib	65	0,5	8	3	269	28	48836	9	1177	3076	35	13	22369	480	0	
38	sed	18	1,6	1	2	189	4	9450	34	673	1380	64	1	1726	158	11	
39	stib	74	0,3	11	7	1992	5	55781	517	3403	4276	806	24	4094	2541	3	
39	sed	18	1,5	1	1	708	13	13143	31	1338	2042	111	1	3101	363	6	
18	sed	13	2,0	3	4	35	35	2501	2	599	352	68	2	459	102	2	
19	sed	26	1,5	2	3	727	14	5629	54	710	576	605	5	390	303	4	
19	stib	25	1,6	0	4	516	9	4746	12	814	601	612	3	324	278	3	
20	sed	54	0,7	10	8	360	9	32252	93	2008	4223	653	2	2429	349	5	
20	stib	21	1,6	3	16	94	1	8643	1	846	1314	200	1	527	165	1	
21	sed	16	1,7	1	24	43	2	2224	2	498	258	47	2	367	151	7	
26,1	sed	27	1,5	1	4	521	5	5019	4	1233	563	466	4	229	277	1	
26a	sed	23	1,5	1	8	234	5	3572	1	651	612	86	3	283	147	4	
26,1	stib	45	1,0	6	2	2214	12	13181	816	2488	1438	1515	10	474	911	5	
4	sed	18	1,7	1	5	42	8	5262	3	685	502	4	2	552	93	0	
5	sed	26	1,4	1	4	196	11	8974	4	1098	548	11	5	709	56	0	
6	sed	19	1,4	1	8	33	11	7483	2	526	573	7	3	866	59	0	
8	sed	20	1,5	1	4	6	24	3891	1	605	319	4	5	726	57	0	
4	stib	52	0,6	5	11	1274	18	24975	81	1621	1984	175	15	2535	508	0	
5	stib	85	0,2	33	13	7548	120	124973	3322	7473	9898	1040	85	10277	1615	8	
6	stib	67	0,4	6	23	1245	18	51562	15	1816	4548	231	25	9512	1078	0	
8	stib	32	1,1	2	9	207	16	14366	1	1042	1006	79	16	2131	393	0	
27	stib	70	0,4	12	31	1489	9	37792	2016	3248	3921	592	22	4650	3363	4	
27	sed	18	1,5	1	14	181	2	5806	3	858	629	35	1	1657	128	0	
30	stib	78	0,2	15	52	873	23	55259	20	5047	5169	365	23	10279	1220	0	
30	sed	19	1,5	2	10	17	7	6647	1	900	545	30	1	629	188	0	
33a	stib	69	0,3	9	44	377	8	27168	8	2768	3994	703	8	3366	1483	1	
33a	sed	19	1,5	1	10	57	3	4178	3	739	543	66	1	426	245	0	
33	stib	46	0,8	4	16	596	6	16777	22	1482	1848	1027	9	1378	1080	0	
33	sed	24	1,4	3	11	183	13	7398	5	895	1012	231	3	1052	200	0	
34	stib	67	0,4	8	30	618	23	30533	162	3489	5505	1269	19	10624	733	0	
34	sed	22	1,4	1	11	35	24	3407	2	1067	699	40	1	1034	46	0	
34a	sed	26	1,4	1	15	144	3	3137	2	1004	600	23	5	613	157	0	
35	stib	45	0,8	5	17	1455	27	14966	118	1603	1597	383	13	1544	807	0	
35	sed	15	1,5	0	11	91	11	2533	1	722	356	68	1	984	125	0	
44	stib	58	0,5	11	20	381	83	16073	5	1158	1640	38	2	464	435	1	
44	sed	27	1,4	2	12	157	5	5765	2	627	581	23	2	202	163	0	
45	stib	31	1,2	3	225	245	11	335	2	584	212	13	0	2070	208	0	

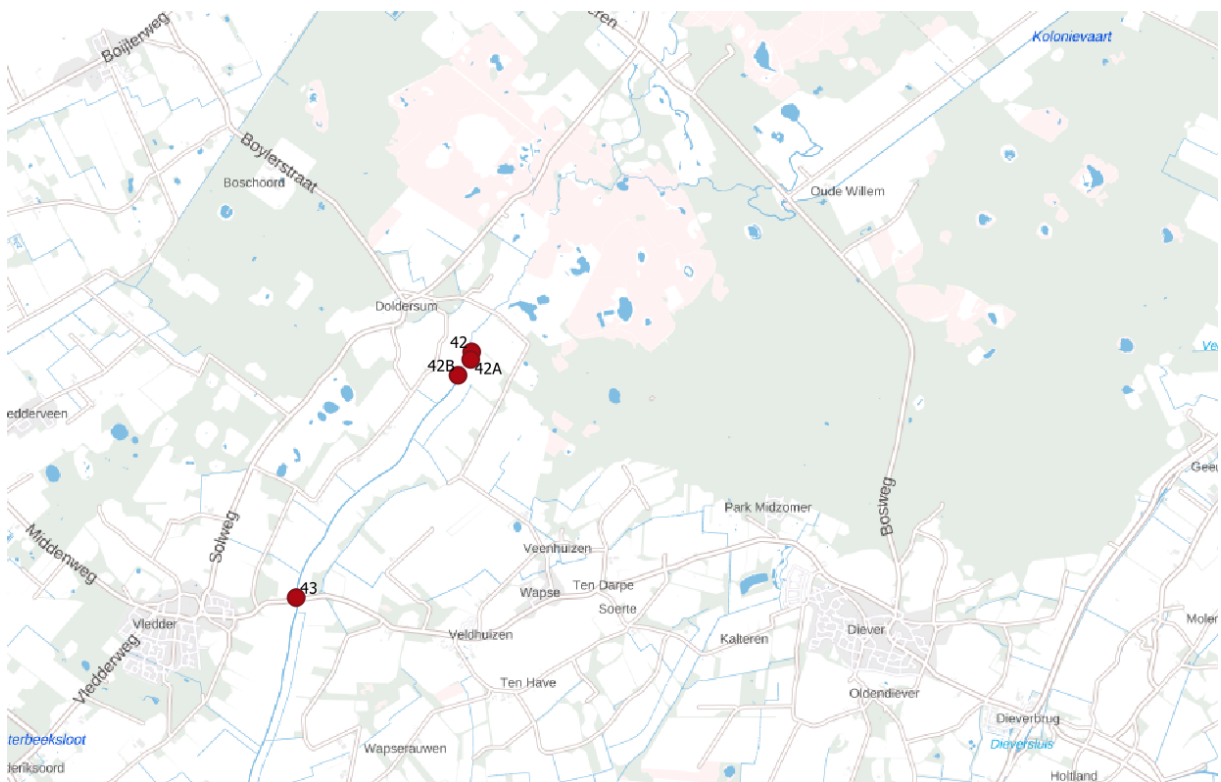
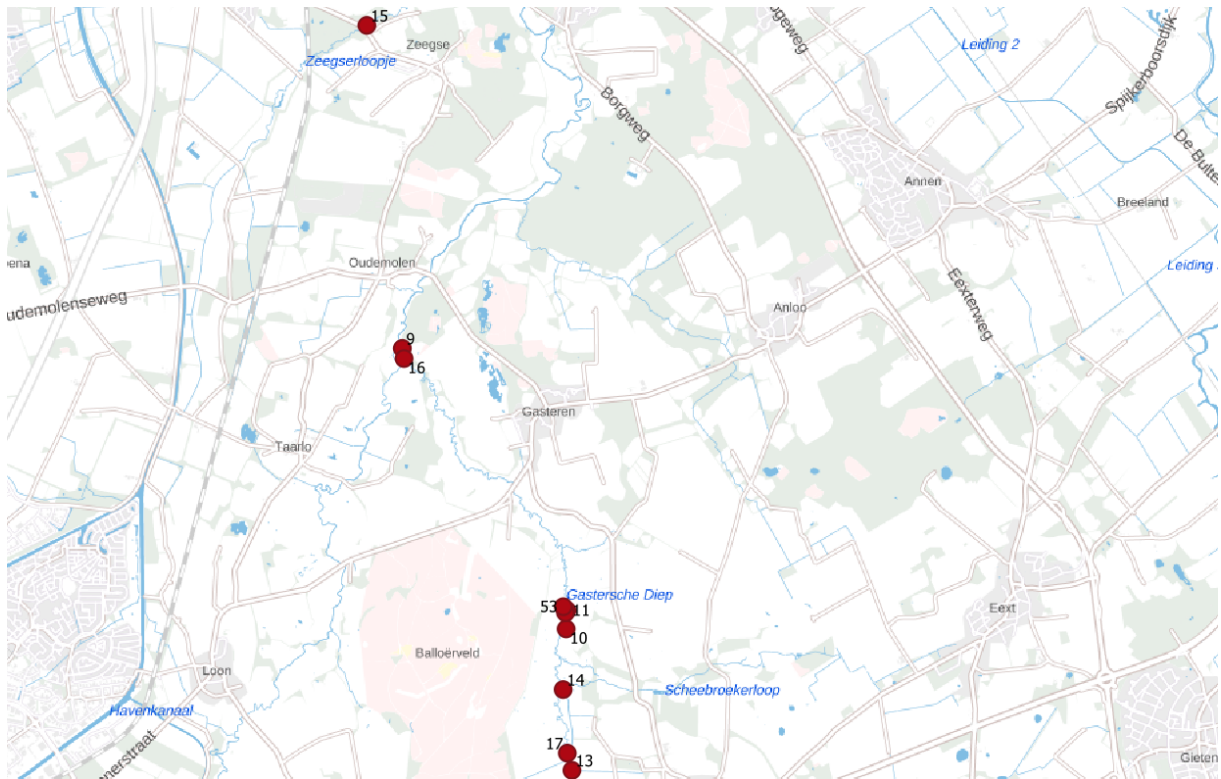
		NaCl umol/kg														
locatie		vocht	dichth	om%	NO3-	NH4+	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	P	S	Si	Zn
45	sed	66	0,4	11	910	885	8	1737	5	1305	1056	51	0	9496	669	0
46	slib	19	1,7	3	180	88	9	3281	1	584	826	3	1	289	228	0
47	sed	77	0,3	47	64	3042	12	51576	16	2514	7600	6379	9	1813	1203	3
47	slib	30	1,3	5	10	3399	58	18493	1842	1873	5478	1796	1	320	522	40
48a	slib	79	0,3	31	50	1357	104	26099	14	2458	4773	986	1	1363	721	0
48a	sed	46	0,8	8	17	473	22	22010	3	1429	2178	247	1	500	165	0
48	slib	90	0,1	58	124	5317	312	81389	101	5356	####	1086	20	4052	2938	3
48	sed	29	1,4	3	11	327	6	5385	4	665	857	76	1	277	193	0
42	slib	84	0,2	44	48	4033	87	93400	8022	5147	5696	1215	35	2169	6692	10
42	sed	88	0,1	80	77	52	12	135655	15	3031	####	99	5	1355	3082	0
42a	sed	79	0,2	39	38	278	7	77241	142	2075	6393	398	6	735	2476	2
4ab	slib	46	0,7	7	15	208	3	22885	59	870	1332	30	9	492	1105	0
42b	sed	56	0,6	13	20	95	5	37848	36	1569	2681	55	4	1636	1325	0
43	slib	46	0,8	5	15	313	17	22186	53	772	1131	75	9	939	1765	1
43	sed	33	1,1	3	13	41	5	13873	14	853	730	52	4	2819	424	0
49	sed	22	1,4	1	52	89	17	2929	4	833	497	33	5	236	92	1
51	sed	20	1,5	1	12	0	119	421	10	483	78	21	1	218	67	3
10	slib	83	0,2	25	45	9916	14	70087	12802	2473	6047	4623	29	1412	7325	4
10	sed	61	0,5	20	17	982	11	39787	4815	998	4350	869	8	713	3161	6
11	slib	61	0,6	10	19	1236	6	32081	3421	1067	3459	2408	13	711	3727	4
11	sed	38	1,1	8	11	74	5	23405	319	683	2715	108	3	1976	1230	0
112	slib	84	0,2	29	45	3756	33	59145	21341	2145	5231	6918	28	2669	7646	11
12	sed	26	1,5	3	9	204	2	11890	1303	500	1145	113	3	190	1078	3
14	slib	81	0,2	30	41	6587	14	67929	13438	2202	4074	2041	23	1244	8413	8
14	sed	58	0,6	28	21	4891	11	46143	6808	1219	4117	886	17	1444	1768	4
53	slib	68	0,4	18	40	1658	15	36750	10115	1362	3332	1876	13	762	3700	5
53	sed	30	1,3	5	11	263	2	17621	1439	619	1579	181	4	248	1405	4
9	slib	60	0,5	9	22	650	8	30773	251	1226	3384	468	9	1023	2614	2
9	sed	30	1,1	2	13	111	2	11999	6	659	1298	47	2	262	565	0
13	slib	72	0,3	24	28	2353	16	55350	15548	1499	4726	580	17	1768	7659	8
13	sed	36	1,0	4	13	123	2	16366	56	782	1513	51	4	456	1352	0
15	sed	21	1,4	1	11	143	1	5586	60	599	490	116	1	607	287	1
16	slib	55	0,5	13	18	690	21	35232	67	1038	3341	2679	8	903	2449	1
16	sed	56	0,5	13	22	80	1	45839	15	1543	5047	273	4	1138	967	0
17	slib	78	0,2	22	43	1974	36	56271	17340	1722	5535	960	25	920	8394	7
17	sed	48	0,7	13	27	218	6	40227	147	660	4388	85	11	895	1962	1
1	slib	59	0,6	6	18	388	12	31255	108	960	4525	964	16	2217	1078	0
2	slib	72	0,3	12	34	330	23	59024	2948	1454	8526	817	24	8764	2451	1
54a	slib	49	0,6	5	11	715	15	20886	256	1228	2563	278	14	1150	1047	1
54	slib	37	1,0	3	11	1730	55	13761	13	653	949	142	8	965	537	0
55	slib	47	0,8	5	14	345	12	22350	280	1205	2090	270	12	1511	1050	0
58	slib	40	0,9	2	16	1062	19	11052	6	787	953	296	7	689	135	0
1	sed	32	1,0	3	9	110	49	15058	3	628	1888	214	3	4542	83	0
2	sed	15	1,7	1	8	322	15	9025	3	1196	879	30	5	683	92	1
54	sed	36	0,9	4	10	227	72	5991	4	837	1026	33	3	460	267	0
54a	sed	19	1,5	0	11	971	16	18849	2	531	1126	86	4	4989	306	0
55	sed	45	0,8	5	14	362	40	22815	93	1763	3304	453	8	856	996	10
56	sed	25	1,4	1	18	75	16	9175	2	457	527	1	7	1165	114	0
57	sed	22	1,5	0	14	102	44	7064	3	415	419	1	10	376	84	0
58	sed	25	1,4	2	10	243	29	10827	2	735	706	53	2	3543	52	0
59	sed	23	1,4	2	9	108	14	12444	11	608	1138	67	1	326	336	0
60	sed	35	1,0	7	7	197	179	18957	2165	711	2604	373	5	321	1157	1
61	sed	17	1,4	0	6	60	6	3784	2	351	229	1	1	163	84	0
62	sed	21	1,4	0	7	10	5	3591	2	800	599	16	0	336	179	0
63	sed	26	1,2	3	7	109	17	17252	8	1190	1185	102	5	1264	286	0
59	slib	65	0,5	12	11	739	100	39256	10734	798	2939	501	13	729	4174	2
60	slib	56	0,6	14	8	689	52	24684	14334	936	3080	461	6	720	2465	2
61	slib	54	0,6	7	9	773	11	22758	2302	854	2202	249	14	567	2283	3
63	slib	47	0,8	7	11	867	46	35433	56	2272	2600	220	11	1699	577	0

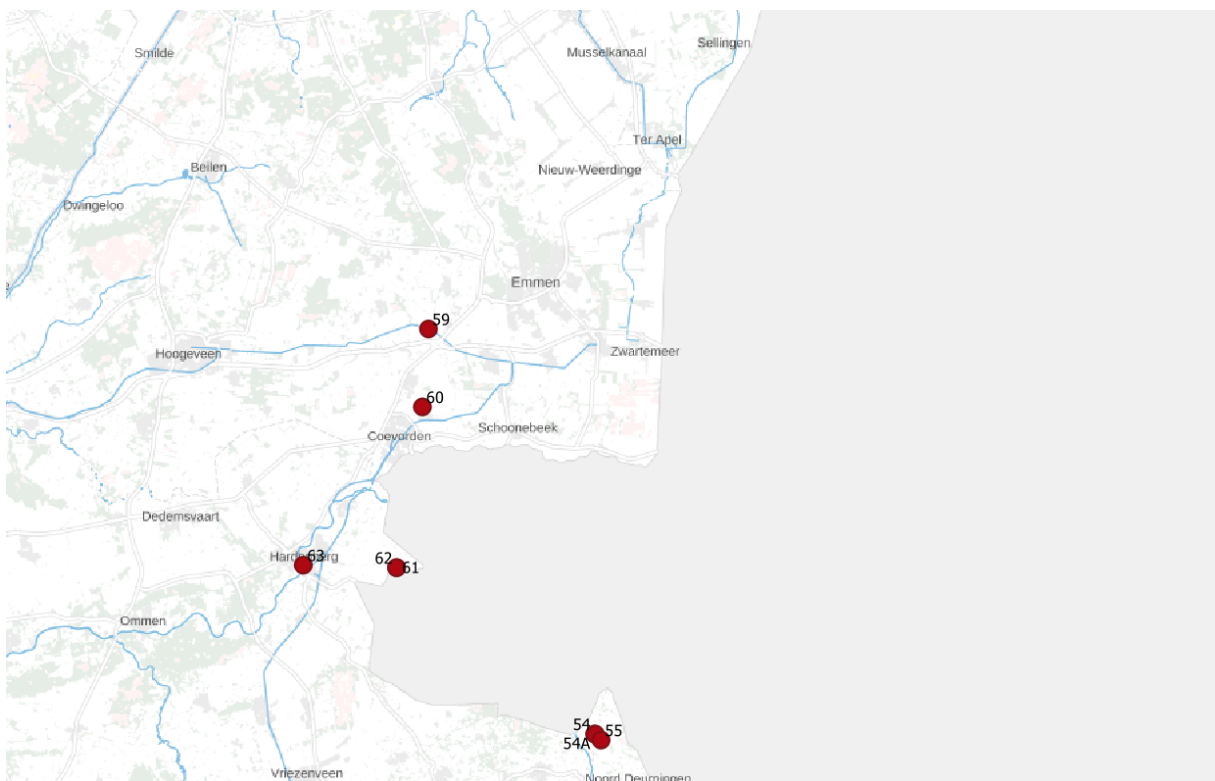
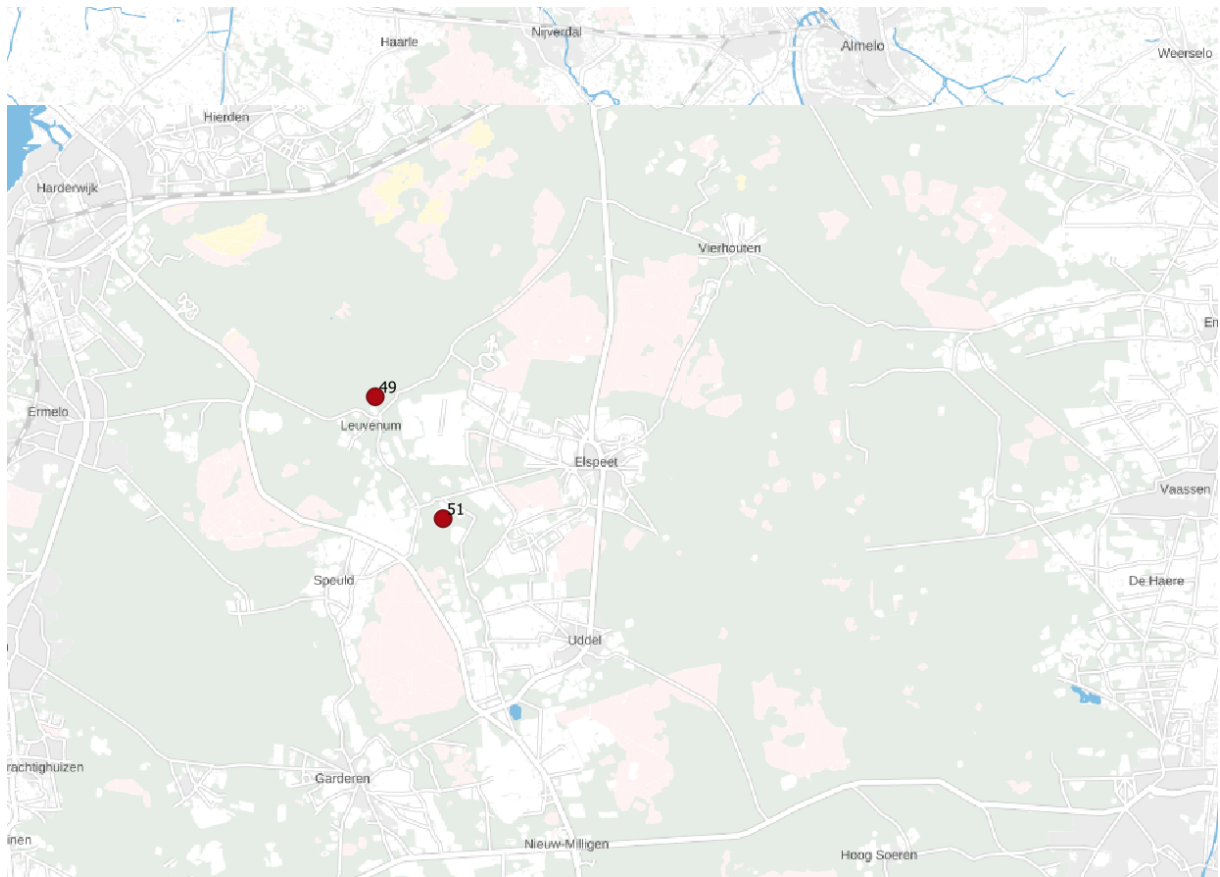
Analyseresultaten bodemdestructie in mmol/kg bodem.

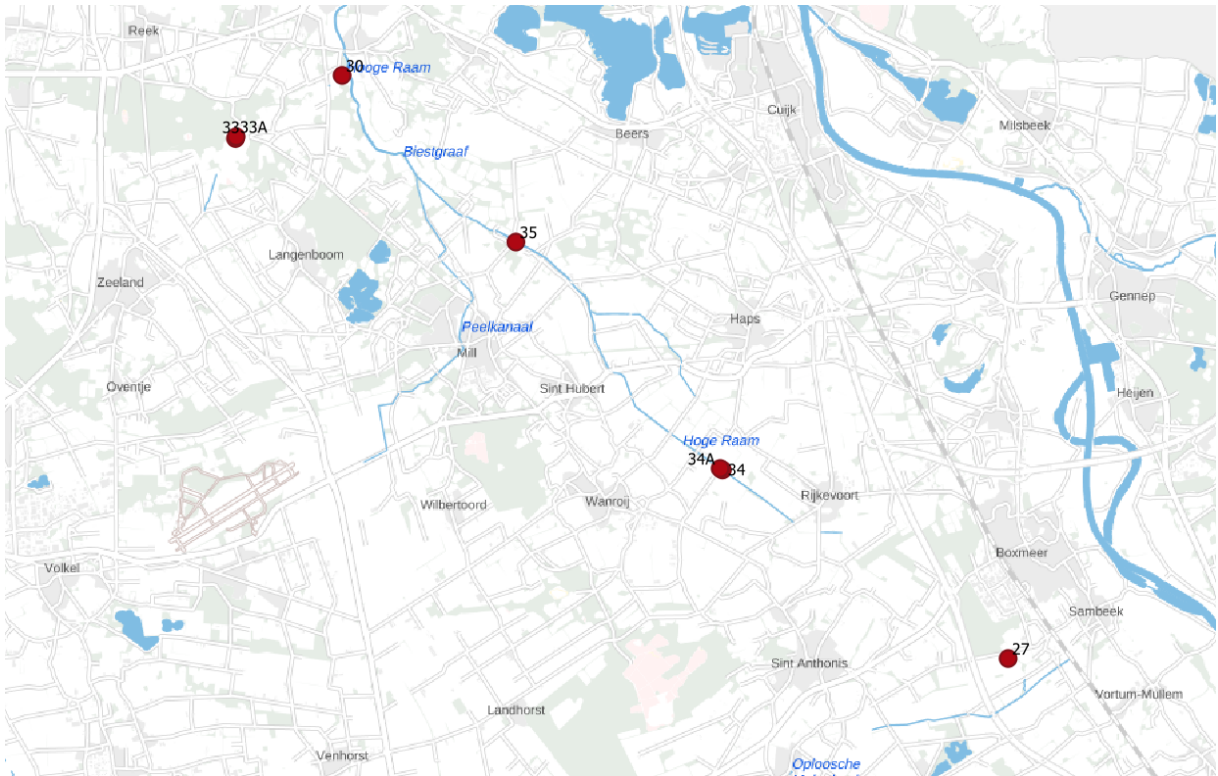
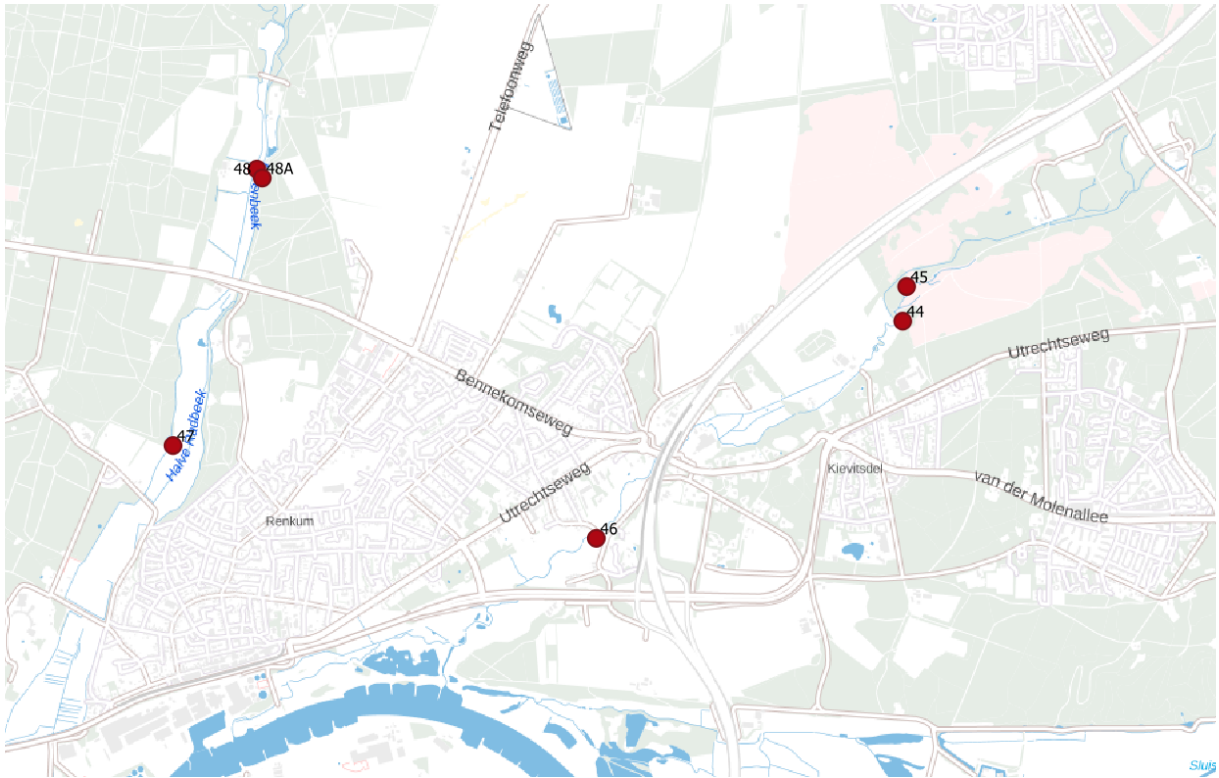
locatie		destructie mmol/kg																						
		Al	As	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	K	Mg	Mn	Mo	Ni	P	Pb	S	Si	Sr	Zn	N	C
22	sed	38	0,01	0,5	7	0,00	0,05	0,03	0,00	41	0,00	3	4	1	0,00	0,04	4	0,01	2	9	0,00	1	0	167
23	slib	139	0,18	2,2	83	0,03	0,63	0,20	0,31	372	0,00	10	21	14	0,00	0,56	61	0,15	43	16	0,19	8	221	3730
23	sed	65	0,04	0,8	18	0,01	0,17	0,07	0,04	111	0,00	5	7	3	0,00	0,14	14	0,03	10	11	0,01	2	43	883
25	sed	45	0,10	0,9	13	0,01	0,31	0,04	0,03	134	0,00	2	5	1	0,00	0,22	8	0,03	30	10	0,00	2	50	1066
26	sed	51	0,05	0,5	8	0,01	0,08	0,06	0,07	50	0,00	3	8	0	0,00	0,12	4	0,05	30	10	0,00	1	21	466
26	slib	54	0,11	0,9	14	0,01	0,49	0,06	0,08	150	0,00	3	7	1	0,00	0,36	10	0,05	42	11	0,00	3	64	1141
31a	slib	61	0,00	0,7	29	0,00	0,01	0,06	0,05	77	0,00	3	7	0	0,00	0,02	10	0,03	40	11	0,02	1	93	1923
31a	sed	86	0,01	0,5	16	0,00	0,01	0,09	0,07	55	0,00	4	7	0	0,00	0,03	9	0,04	59	13	0,00	1	71	1399
31b	slib	63	0,01	0,8	28	0,00	0,01	0,08	0,08	89	0,00	3	7	1	0,00	0,02	13	0,04	71	10	0,04	1	136	2714
31b	sed	74	0,07	0,9	23	0,00	0,03	0,12	0,10	143	0,00	4	8	0	0,00	0,09	7	0,04	104	11	0,02	1	114	2373
32	slib	112	0,05	2,1	98	0,01	0,04	0,19	0,36	364	0,00	6	31	7	0,00	0,10	47	0,12	61	12	0,11	2	171	2964
32	sed	158	0,04	1,0	41	0,01	0,05	0,22	0,20	130	0,00	9	35	1	0,00	0,14	9	0,12	106	13	0,07	1	114	1948
3	slib	207	0,09	2,3	1127	0,00	0,06	0,29	0,11	367	0,00	16	185	10	0,00	0,21	24	0,07	46	14	1,06	1	100	2564
3	sed	106	0,04	1,0	591	0,00	0,04	0,18	0,04	145	0,00	6	102	3	0,00	0,12	10	0,03	12	12	0,63	0	36	1149
7	slib	128	0,64	11,7	1380	0,02	0,04	0,23	0,30	1487	0,00	10	57	73	0,00	0,14	178	0,07	225	34	1,07	2	521	8318
7	sed	76	0,00	0,7	637	0,00	0,03	0,16	0,02	58	0,00	7	114	2	0,00	0,12	5	0,01	4	12	0,76	0	0	908
36	slib	71	0,03	3,1	1722	0,00	0,10	0,09	0,16	553	0,00	5	39	6	0,04	0,15	8	0,04	340	12	2,00	1	336	6353
36	sed	56	0,01	0,6	31	0,00	0,01	0,09	0,01	62	0,00	4	13	1	0,00	0,03	2	0,01	28	10	0,03	0	21	566
37	slib	61	0,10	3,3	438	0,00	0,02	0,10	0,07	617	0,00	5	19	6	0,00	0,05	24	0,02	41	16	0,47	0	100	1848
37	sed	53	0,00	0,7	29	0,00	0,02	0,04	0,01	87	0,00	4	13	1	0,00	0,04	3	0,01	12	11	0,02	0	0	300
38	slib	71	0,03	2,4	1723	0,00	0,06	0,10	0,14	448	0,00	5	41	7	0,01	0,10	7	0,03	254	12	2,32	1	236	5129
38	sed	62	0,01	0,6	24	0,00	0,01	0,07	0,01	56	0,00	5	12	0	0,00	0,03	3	0,01	38	10	0,01	0	14	408
39	slib	79	0,06	3,9	1796	0,01	0,11	0,11	0,20	745	0,00	5	48	9	0,04	0,18	9	0,05	426	11	2,49	1	321	5886
39	sed	49	0,01	0,6	26	0,00	0,01	0,05	0,01	75	0,00	3	10	1	0,00	0,02	3	0,01	27	9	0,02	0	0	325
18	sed	34	0,02	0,5	9	0,00	0,04	0,03	0,02	49	0,00	2	5	1	0,00	0,05	5	0,02	3	9	0,00	1	0	308
19	sed	47	0,01	0,6	13	0,00	0,08	0,05	0,04	63	0,00	3	6	2	0,00	0,07	6	0,02	13	12	0,00	1	36	783
19	slib	45	0,01	0,6	11	0,00	0,08	0,05	0,05	63	0,00	3	6	2	0,00	0,07	6	0,02	6	11	0,00	1	29	566
20	sed	284	0,06	1,0	120	0,01	0,14	0,49	0,08	132	0,00	8	22	5	0,00	0,17	11	0,06	50	18	0,16	2	300	6428
20	slib	45	0,03	0,6	16	0,01	0,08	0,08	0,07	72	0,00	2	4	2	0,00	0,09	6	0,05	9	12	0,00	1	43	999
21	sed	31	0,01	0,5	7	0,00	0,03	0,03	0,03	48	0,00	2	3	0	0,00	0,05	5	0,02	3	9	0,00	1	7	216
26,1	sed	45	0,02	0,6	13	0,00	0,08	0,06	0,04	75	0,00	3	6	3	0,00	0,07	7	0,03	5	11	0,00	1	21	500
26a	sed	39	0,01	0,6	11	0,00	0,05	0,10	0,03	71	0,00	2	5	1	0,00	0,07	6	0,02	3	10	0,00	1	0	225
26,1	slib	62	0,05	1,2	30	0,01	0,28	0,09	0,10	204	0,00	5	11	12	0,00	0,18	22	0,05	17	16	0,04	3	121	2032
4	sed	78	0,00	0,4	15	0,00	0,01	0,06	0,02	28	0,00	4	12	1	0,00	0,04	2	0,02	10	10	0,00	0	0	191
5	sed	53	0,01	0,5	54	0,00	0,02	0,06	0,04	48	0,00	4	16	0	0,00	0,05	3	0,01	13	10	0,05	0	21	441
6	sed	72	0,02	0,7	960	0,00	0,05	0,23	0,05	94	0,00	6	97	4	0,00	0,15	6	0,02	6	10	0,95	0	0	1216
8	sed	74	0,02	0,7	527	0,00	0,05	0,13	0,05	97	0,00	5	65	5	0,00	0,15	6	0,02	4	10	0,56	0	21	966
4	slib	113	0,03	1,0	54	0,00	0,05	0,09	0,07	139	0,00	6	15	2	0,00	0,08	13	0,03	30	13	0,06	1	93	1449
5	slib	242	0,24	3,3	270	0,02	0,21	0,21	0,37	537	0,00	9	21	4	0,01	0,29	69	0,10	158	13	0,43	4	685	11148
6	slib	88	0,15	2,2	1570	0,00	0,06	0,15	0,10	372	0,00	8	87	41	0,01	0,14	21	0,03	185	15	1,09	1	221	4313
8	slib	70	0,12	1,5	938	0,00	0,04	0,19	0,05	252	0,00	5	80	12	0,00	0,14	21	0,03	14	10	0,82	0	43	1798
27	slib	146	0,37	6,5	140	0,02	0,26	0,29	0,34	1238	0,00	9	21	6	0,01	0,44	82	0,08	107	35	0,19	3	407	5354
27	sed	62	0,01	0,5	15	0,00	0,02	0,08	0,05	53	0,00	4	13	1	0,00	0,05	3	0,02	19	12	0,00	0	21	441
30	slib	70	0,11	2,2	54	0,01	0,31	0,08	0,13	336	0,00	4	9	4	0,00	0,32	22	0,03	68	12	0,11	2	150	2872
30	sed	63	0,11	1,5	22	0,00	0,03	0,07	0,07	245	0,00	2	6	2	0,00	0,08	13	0,03	8	13	0,04	1	36	899
33a	slib	102	0,22	4,1	92	0,01	0,53	0,14	0,21	761	0,00	5	12	12	0,00	0,46	34	0,06	34	12	0,20	2	214	3455
33a	sed	40	0,04	1,5	11	0,00	0,05	0,04	0,03	275	0,00	2	4	2	0,00	0,06	7	0,01	5	10	0,00	0	7	333
33	slib	67	0,13	2,7	77	0,01	0,33	0,09	0,11	500	0,00	3	8	12	0,00	0,24	20	0,03	16	12	0,09	1	107	1732
33	sed	51	0,14	4,6	20	0,01	0,27	0,09	0,04	903	0,00	1	4	11	0,00	0,21	25	0,02	31	11	0,02	1	29	783
34	slib	74	0,07	2,9	75	0,01	0,85	0,13	0,25	531	0,00	6	15	10	0,01	0,83	15	0,04	233	16	0,06	2	178	2390
34	sed	42	0,01	0,4	10	0,00	0,03	0,06	0,04	51	0,00	3	13	0	0,00	0,07	2	0,01	15	9	0,00	0	0	150
34a	sed	27	0,01	0,4	8	0,00	0,02	0,04	0,11	43	0,00	2	6	1	0,00	0,04	2	0,01	3	8	0,00	0	0	150
35	slib	53	0,08	1,7	26	0,00	0,08	0,08	0,10	286	0,00	4	9	6	0,00	0,13	14	0,01	30	13	0,04	1	64	999
35	sed	36	0,01	0,5	5	0,00	0,02	0,03	0,03	32	0,00	3	7	1	0,00	0,05	1	0,01	9	9	0,00	0	0	150
44	slib	142	0,01	0,5	24	0,00	0,01	0,19	0,05	23	0,00	3	7	0	0,00	0,04	10	0,06	15	19	0,04	0	236	4479
44	sed	63	0,00	0,4	12	0,00	0,01	0,19	0,03	19	0,00	2	8	0	0,00	0,04	3	0,03	4	11	0,00	0	36	774
45	slib	236	0,01	0,7	2	0,00	0,02	0,09	0,03	21	0,00	1	5	0	0,00	0,04	3	0,02	8	39	0,00	0	86	1565

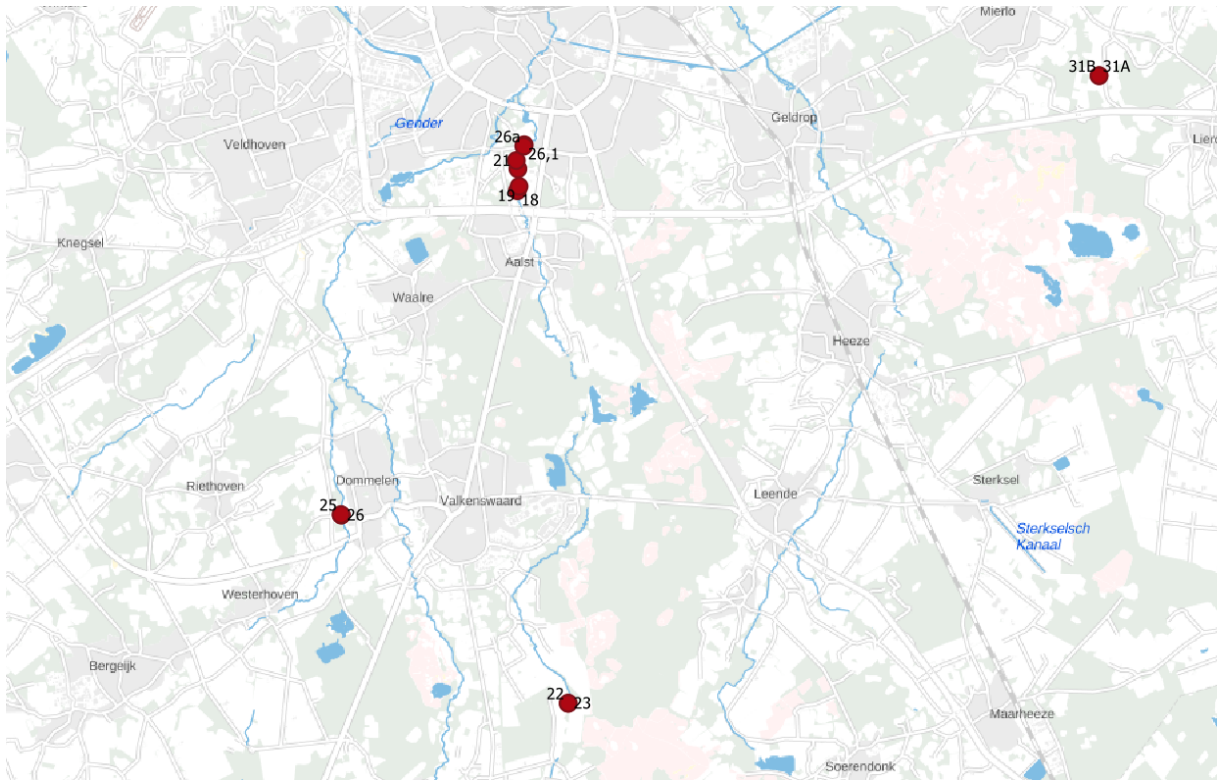
locatie		destructie mmol/kg																									
		Al	As	B	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	K	Mg	Mn	Mo	Ni	P	Pb	S	Si	Sr	Zn	N	C			
45	sed	744	0,02	1,1	5	0,00	0,08	0,16	0,06	16	0,00	3	6	0	0,00	0,06	7	0,05	30	112	0,00	0	178	3539			
46	slib	85	0,03	0,6	13	0,00	0,10	0,09	0,30	49	0,00	3	15	11	0,00	0,12	6	0,15	4	13	0,01	1	21	941			
47	sed	445	0,07	1,2	136	0,04	0,40	0,31	0,27	104	0,00	13	32	23	0,00	0,41	38	0,18	88	21	0,26	3	585	12272			
47	slib	336	0,07	1,1	35	0,00	0,12	0,28	0,17	137	0,00	18	38	4	0,00	0,19	4	0,07	5	27	0,11	1	43	891			
48a	slib	955	0,08	1,7	93	0,01	0,21	0,38	0,22	204	0,00	42	181	5	0,01	0,25	31	0,21	41	81	0,23	2	364	8093			
48a	sed	547	0,05	1,7	124	0,00	0,16	0,31	0,17	252	0,00	49	228	5	0,00	0,26	25	0,15	24	43	0,26	1	107	2331			
48	slib	820	0,13	1,6	212	0,05	0,26	0,51	0,54	151	0,00	12	49	7	0,00	0,36	89	0,30	127	49	0,45	2	1121	19741			
48	sed	76	0,00	0,4	12	0,00	0,01	0,15	0,10	14	0,00	2	6	0	0,00	0,05	5	0,03	9	13	0,00	0	64	1224			
42	slib	282	0,28	8,2	421	0,02	0,02	0,36	0,29	1407	0,00	12	21	8	0,01	0,14	193	0,11	85	46	0,68	2	1000	16352			
42	sed	134	0,12	2,4	799	0,01	0,03	0,65	0,37	395	0,00	3	37	3	0,00	0,22	24	0,02	199	14	0,83	0	1771	37034			
42a	sed	94	0,11	3,1	308	0,01	0,03	0,21	0,17	531	0,00	4	13	5	0,00	0,12	35	0,03	78	18	0,35	1	892	18250			
4ab	slib	88	0,02	1,6	125	0,00	0,01	0,09	0,07	223	0,00	5	10	1	0,00	0,04	19	0,03	21	17	0,09	0	121	2215			
42b	sed	186	0,06	1,9	125	0,01	0,03	0,15	0,10	296	0,00	7	17	2	0,00	0,06	12	0,08	36	24	0,12	1	257	5004			
43	slib	66	0,01	1,9	127	0,00	0,01	0,06	0,05	252	0,00	4	8	3	0,00	0,03	21	0,02	40	20	0,06	0	93	1599			
43	sed	110	0,01	1,4	59	0,00	0,02	0,11	0,07	184	0,00	6	11	2	0,00	0,04	7	0,05	91	18	0,04	1	107	1882			
49	sed	47	0,01	0,6	8	0,00	0,06	0,03	0,03	29	0,00	2	4	4	0,00	0,03	5	0,01	3	11	0,00	0	0	183			
51	sed	53	0,00	0,6	4	0,00	0,02	0,06	0,04	25	0,00	2	10	0	0,00	0,04	3	0,02	3	13	0,00	0	7	316			
10	slib	138	0,14	9,7	231	0,02	0,30	0,17	0,20	1431	0,00	5	15	78	0,00	0,22	112	0,08	64	47	0,44	2	621	9267			
10	sed	102	0,08	5,0	168	0,01	0,11	0,11	0,11	919	0,00	3	12	13	0,00	0,11	73	0,07	43	20	0,21	1	585	9641			
11	slib	82	0,10	5,9	98	0,01	0,14	0,09	0,09	1147	0,00	3	9	30	0,00	0,10	78	0,04	19	37	0,13	1	307	4796			
11	sed	46	0,02	2,9	63	0,00	0,03	0,04	0,04	536	0,00	2	6	6	0,00	0,03	24	0,02	85	16	0,06	0	150	2831			
112	slib	141	0,17	10,7	198	0,02	0,53	0,18	0,22	1512	0,00	4	14	95	0,00	0,30	119	0,08	84	32	0,33	2	707	11073			
12	sed	43	0,05	2,6	27	0,00	0,03	0,07	0,03	467	0,00	2	4	3	0,00	0,03	31	0,01	5	17	0,01	0	64	1349			
14	slib	148	0,12	8,5	249	0,02	0,18	0,19	0,21	1414	0,00	6	16	23	0,01	0,22	119	0,09	60	36	0,49	2	728	10549			
14	sed	140	0,16	11,3	235	0,02	0,06	0,30	0,13	1482	0,00	3	13	30	0,01	0,09	102	0,19	49	14	0,37	1	693	9075			
53	slib	119	0,11	7,4	149	0,01	0,25	0,15	0,15	1349	0,00	4	12	46	0,01	0,18	89	0,07	42	30	0,26	2	428	6577			
53	sed	56	0,05	3,2	38	0,00	0,05	0,05	0,04	570	0,00	3	6	5	0,00	0,05	40	0,02	7	17	0,05	1	100	1723			
9	slib	82	0,01	2,5	94	0,00	0,06	0,07	0,06	393	0,00	4	11	6	0,00	0,06	31	0,03	28	22	0,19	1	421	6777			
9	sed	46	0,00	1,1	27	0,00	0,01	0,04	0,02	148	0,00	2	5	1	0,00	0,02	8	0,01	5	12	0,03	0	64	1049			
13	slib	155	0,12	8,4	264	0,02	0,15	0,18	0,22	1415	0,00	7	19	10	0,01	0,20	136	0,08	73	34	0,33	2	664	10657			
13	sed	75	0,00	1,7	137	0,00	0,02	0,07	0,03	273	0,00	4	10	2	0,00	0,05	14	0,01	11	16	0,17	0	157	3089			
15	sed	35	0,00	0,7	10	0,00	0,01	0,03	0,02	45	0,00	2	3	0	0,00	0,02	4	0,02	5	11	0,00	0	7	250			
16	slib	82	0,06	4,5	124	0,01	0,10	0,08	0,06	865	0,00	3	10	32	0,00	0,08	53	0,03	17	25	0,35	1	228	3963			
16	sed	288	0,03	3,1	159	0,00	0,26	0,22	0,09	523	0,00	8	33	35	0,00	0,15	20	0,03	62	20	0,20	1	278	4729			
17	slib	143	0,16	9,4	236	0,02	0,19	0,17	0,21	1479	0,00	6	18	15	0,01	0,24	142	0,08	76	41	0,30	2	643	9725			
17	sed	71	0,01	2,2	150	0,00	0,06	0,07	0,06	360	0,00	3	12	2	0,00	0,09	26	0,03	39	18	0,14	1	400	6636			
1	slib	74	0,17	4,9	697	0,00	0,04	0,15	0,12	728	0,00	4	35	34	0,00	0,10	39	0,03	138	18	0,61	1	171	2806			
2	slib	122	0,66	10,4	846	0,01	0,04	0,21	0,25	1491	0,00	6	52	59	0,00	0,15	140	0,06	236	57	0,88	1	264	4504			
54a	slib	122	0,06	3,0	85	0,01	0,12	0,12	0,12	342	0,00	5	18	5	0,00	0,27	36	0,04	61	22	0,15	1	136	2048			
54	slib	77	0,03	2,1	65	0,00	0,08	0,08	0,10	162	0,00	3	12	3	0,00	0,17	12	0,03	94	16	0,10	1	64	1107			
55	slib	113	0,06	3,1	98	0,01	0,11	0,12	0,11	370	0,00	6	22	5	0,00	0,26	35	0,04	52	26	0,16	1	129	1965			
58	slib	78	0,05	2,1	119	0,00	0,06	0,22	0,06	142	0,00	3	29	5	0,00	0,10	11	0,01	19	12	0,17	1	64	1074			
1	sed	113	0,10	2,2	81	0,00	0,03	0,18	0,06	176	0,00	4	39	3	0,00	0,10	6	0,04	132	17	0,14	0	93	1415			
2	sed	141	0,04	1,7	41	0,00	0,02	0,12	0,04	65	0,00	5	17	1	0,00	0,05	8	0,03	18	15	0,08	0	29	541			
54	sed	140	0,06	2,1	104	0,01	0,09	0,13	0,15	144	0,00	5	18	4	0,00	0,18	15	0,07	159	24	0,18	2	107	1690			
54a	sed	54	0,01	1,6	14	0,00	0,02	0,04	0,04	30	0,00	3	9	0	0,00	0,06	2	0,01	13	12	0,03	0	0	233			
55	sed	236	0,05	2,8	77	0,01	0,15	0,22	0,16	267	0,00	12	36	3	0,00	0,40	36	0,09	24	29	0,21	2	121	1840			
56	sed	103	0,03	1,8	339	0,00	0,06	0,30	0,09	114	0,00	6	103	2	0,00	0,25	9	0,02	4	11	0,45	0	0	525			
57	sed	89	0,05	2,3	819	0,00	0,05	0,27	0,07	130	0,00	7	133	4	0,00	0,19	8	0,02	18	12	0,94	0	0	891			
58	sed	84	0,05	1,9	766	0,00	0,04	0,17	0,06	121	0,00	5	124	4	0,00	0,16	8	0,01	17	14	0,91	0	57	2065			
59	sed	140	0,02	2,0	74	0,00	0,04	0,15	0,07	135	0,00	7	58	1	0,00	0,12	7	0,02	21	19	0,07	0	64	1207			
60	sed	208	0,20	7,5	79	0,01	0,06	0,25	0,08	1349	0,00	4	28	17	0,00	0,06	227	0,03	29	10	0,11	1	79	2081			
61	sed	36	0,01	1,5	30	0,00	0,01	0,04	0,04	38	0,00	3	13	0	0,00	0,03	3	0,01	1	11	0,04	0	0	50			
62	sed	33	0,01	1,5	13	0,00	0,01	0,04	0,03	24	0,00	3	8	0	0,00	0,02	1	0,01	1	11	0,02	0	0	150			
63	sed	156	0,06	2,2	84	0,00	0,04	0,18	0,10	165	0,00	7	40	3	0,00	0,12	15	0,05	25	14	0,13	1	64	1124			
59	slib	147	0,11	8,6	134	0,01	0,08	0,18	0,14	1459	0,00	5	41	13	0,00	0,15	101	0,04	48	56	0,18	1	293	5062			
60	slib	132	0,34	8,6	108	0,01	0,09	0,16	0,16	1454	0,00	5	21	18	0,00	0,17	92	0,05	53	14	0,18	1	257	5245			
61	slib	114	0,30	7,7	98	0,01	0,08	0,14	0,13	1357	0,00	4	18	15	0,00	0,15	79	0,04	45	13	0,15	1	193	3330			
63	slib	255	0,09	3,1	336	0,00	0,09	0,29	0,15	345	0,00	13	74	7	0,00	0,21	24	0,09	51	24	0,53	1	164	2889			

Bijlagen 4. Kaarten ligging monsterlocaties

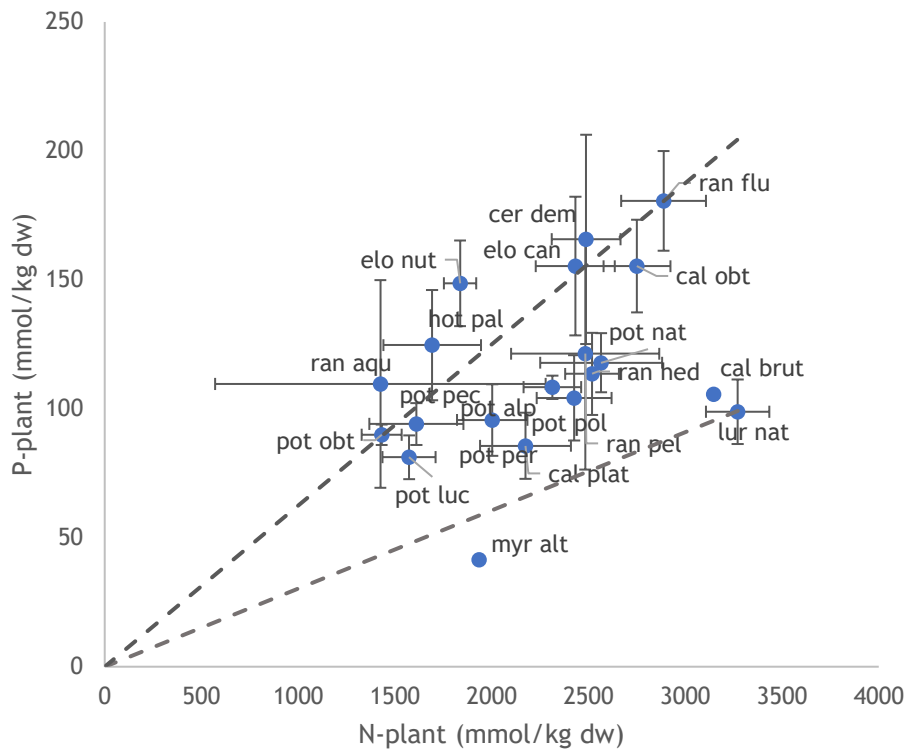




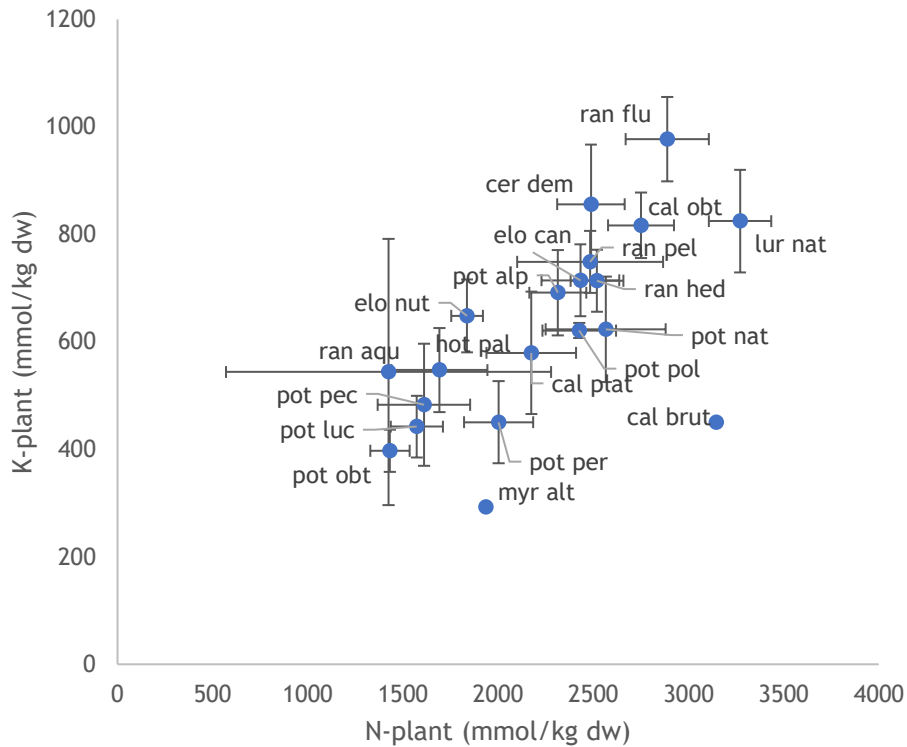




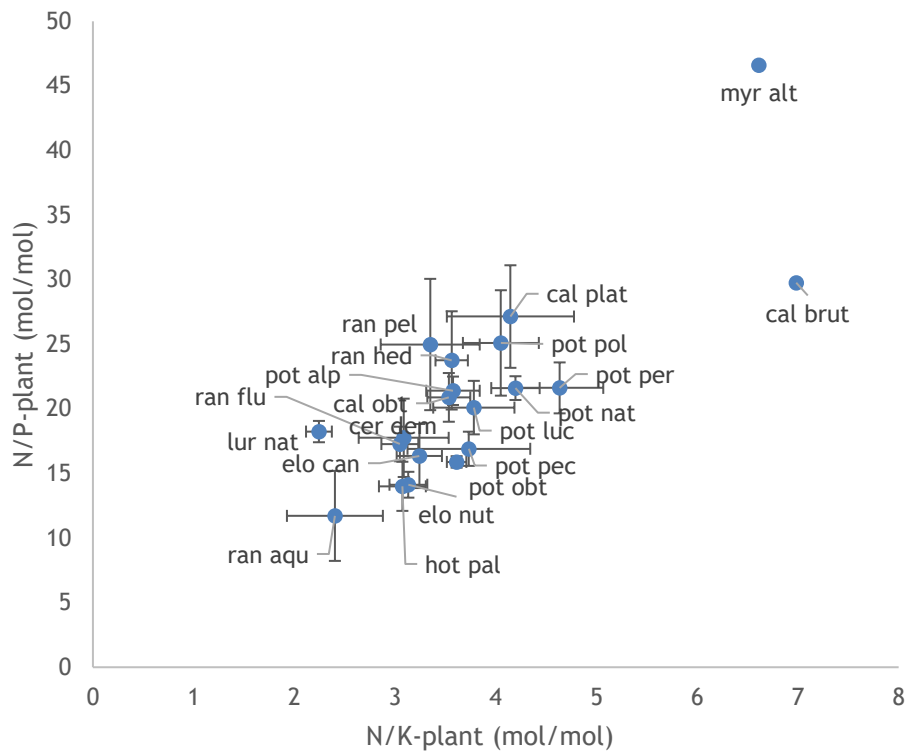
Bijlage 5 Nutriëntenconcentraties in de plant



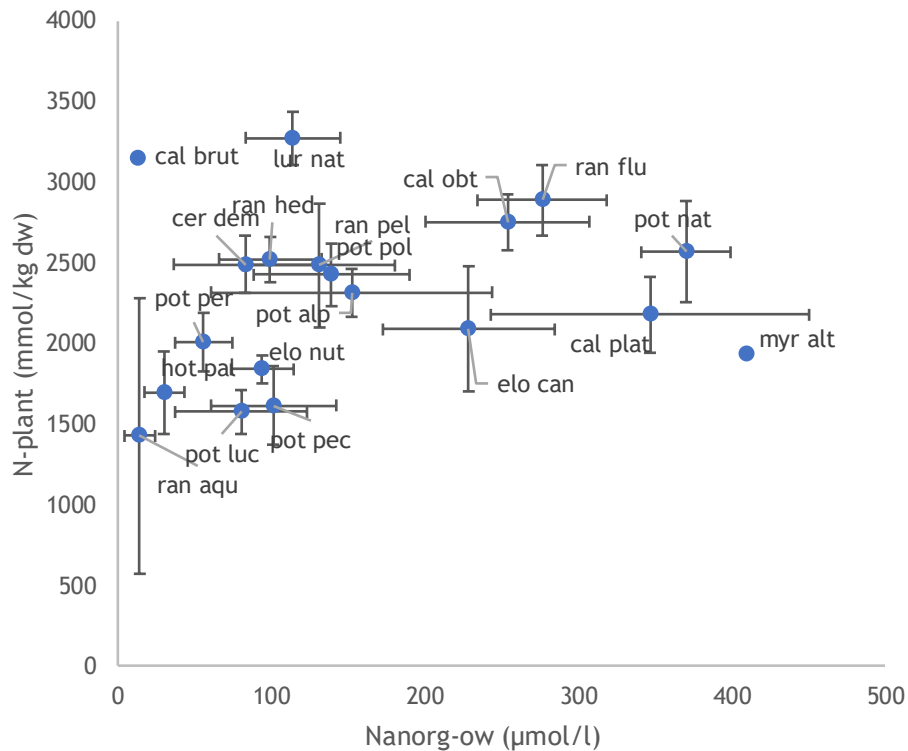
Gemiddelde concentratie van fosfor en stikstof in de geogste bovengrondse biomassa bij dominantie van verschillende submerse beeksoorten. Ter indicatie zijn lijnen weergegeven waarboven N-limitatie op zou treden in plaats van P-limitatie voor algen (Redfieldgetal, 16 mol/mol (Redfield, 1958)) en voor terrestrische wetlandvegetaties (33 mol/mol, Verhoeven et al., 1996). Voor hogere aquatische planten zijn geen grenswaarden bekend. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal bru = Haaksterrenkroos (1,1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (20,20), cal plat = Gewoon sterrenkroos (5,5), cer dem = Grof hoornblad (5,5), elo can = Brede waterpest (6,7), elo nut = Smalle waterpest (23,23), hot pal = Waterviolier (5,5), lur nat = Drijvende waterweegbree (2,12), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8,8), pot nat = Drijvende waterweegbree (4,4), pot pec = Schedefonteinkruid (4,4), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (4,3), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15, 15), ran hed = Klimopwaterranonkel (4,4), ran pel = Grote waterranonkel (4,4).



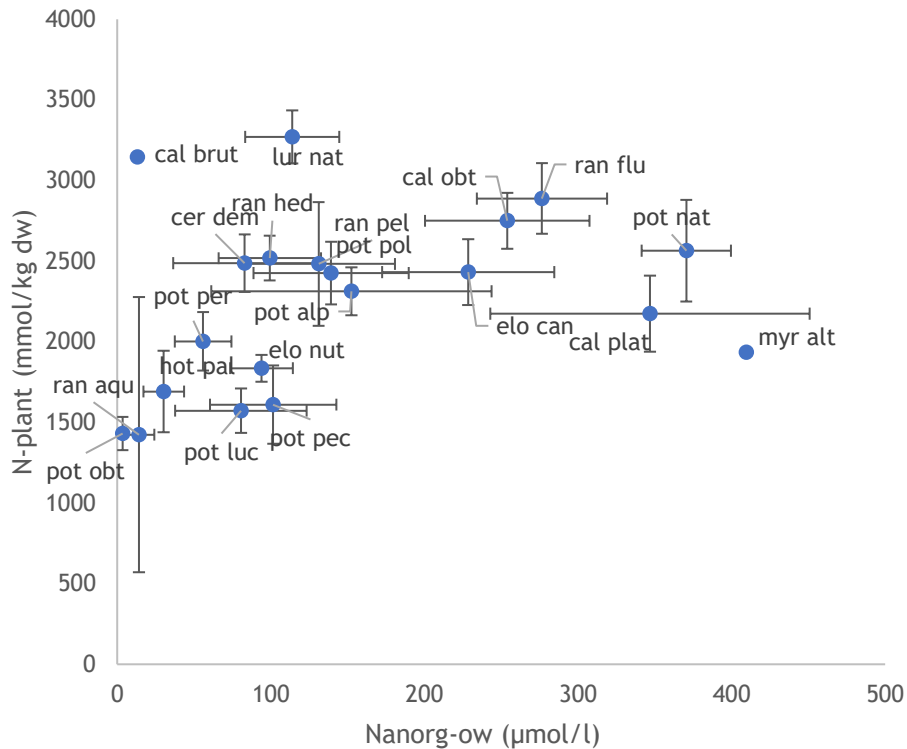
Gemiddelde concentratie van stikstof en kalium in de geogoste bovengrondse biomassa bij dominantie van verschillende submerse beeksoorten. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal bru = Haaksterrenkroos (1,1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (20,20), cal plat = Gewoon sterrenkroos (5,5), cer dem = Grof hoornblad (5,5), elo can = Brede waterpest (6,7), elo nut = Smalle waterpest (23,23), hot pal = Waterviolier (5,5), lur nat = Drijvende waterweegbree (2,12), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8,8), pot nat = Drijvende waterweegbree (4,4), pot pec = Schedefonteinkruid (4,4), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (4,3), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15, 15), ran hed = Klimopwaterranonkel (4,4), ran pel = Grote waterranonkel (4,4).



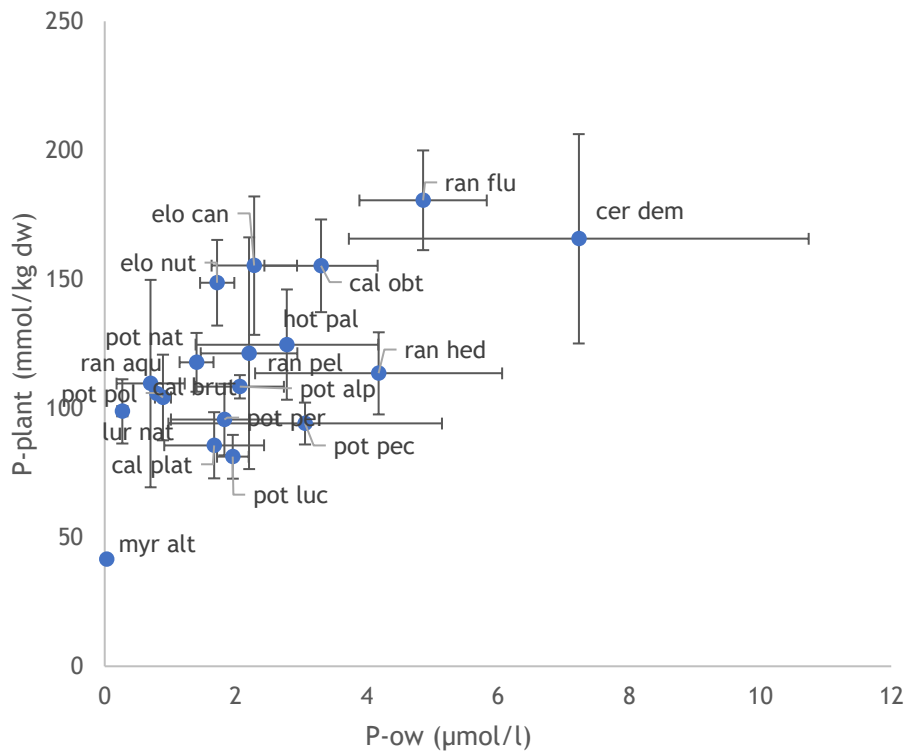
Gemiddelde verhouding van stikstof en kalium en van stikstof en fosfor in de geoogste bovengrondse biomassa bij dominantie van verschillende submerse beeksoorten. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen. cal bru = Haaksterrenkroos (1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (20), cal plat = Gewoon sterrenkroos (5), cer dem = Grof hoornblad (5), elo can = Brede waterpest (6), elo nut = Smalle waterpest (23), hot pal = Waterviolier (5), lur nat = Drijvende waterweegbree (2), myr alt = Teer vederkruid (1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8), pot nat = Drijvende waterweegbree (4), pot pec = Schedefonteinkruid (4), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (3), ran aqu = Fijne waterranonkel (2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15), ran hed = Klimopwaterranonkel (4), ran pel = Grote waterranonkel (4).



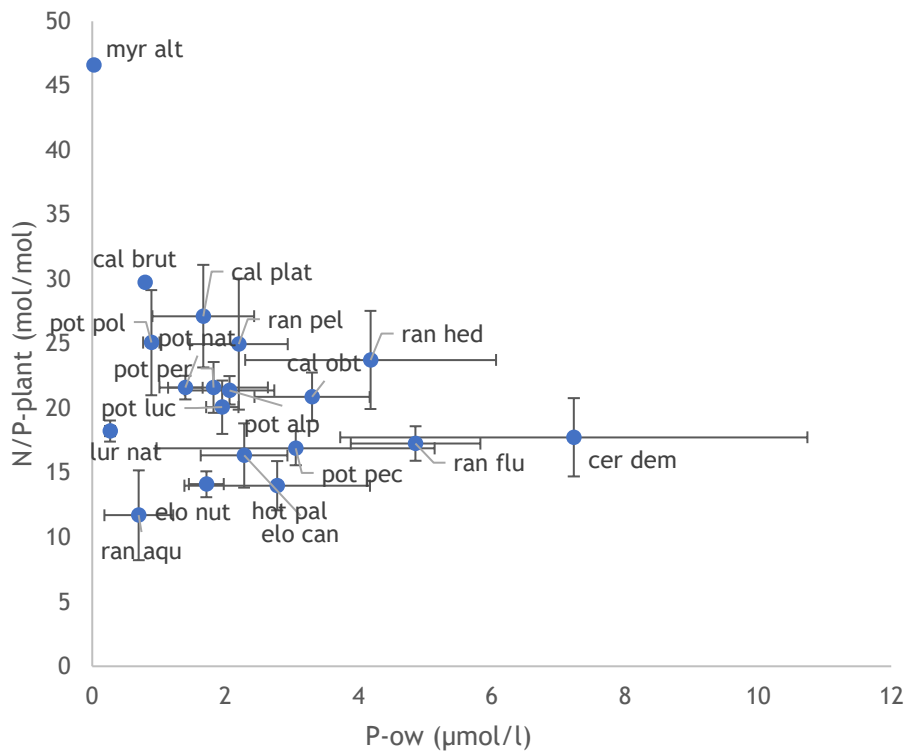
Gemiddelde concentratie van anorganisch stikstof (nitraat+ ammonium) in het oppervlaktewater en de stikstofconcentratie in de geoogste bovengrondse biomassa bij dominantie van verschillende submerse beeksoorten. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal bru = Haaksterrenkroos (1,1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23, 20), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9,5), cer dem = Grof hoornblad (5,5), elo can = Brede waterpest (8,7), elo nut = Smalle waterpest (25,23), hot pal = Waterviolier (6,5), lur nat = Drijvende waterweegbree (14,2), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8,8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5,4), pot pec = Schedefonteinkruid (7, 4), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (6,4), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15,15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5,4), ran pel = Grote waterranonkel (4,4).



Gemiddelde concentratie van anorganisch stikstof (nitraat+ ammonium) in het oppervlaktewater en de N/P-verhouding in de geoogste bovengrondse biomassa bij dominantie van verschillende submerse beeksoorten. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal bru = Haaksterrenkroos (1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23, 20), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9,5), cer dem = Grof hoornblad (5,5), elo can = Brede waterpest (8,6), elo nut = Smalle waterpest (25,23), hot pal = Waterviolier (6,5), lur nat = Drijvende waterweegbree (14,2), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8,8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5,4), pot pec = Schedefonteinkruid (7, 4), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (6,4), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15,15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5,4), ran pel = Grote waterranonkel (4,4).



Gemiddelde concentratie van fosfor in het oppervlaktewater en de P-concentratie in de geoogste bovengrondse biomassa bij dominantie van verschillende submerse beeksoorten. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal bru = Haaksterrenkroos (1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23, 20), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9,5), cer dem = Grof hoornblad (5,5), elo can = Brede waterpest (8,7), elo nut = Smalle waterpest (25,23), hot pal = Waterviolier (6,5), lur nat = Drijvende waterweegbree (14,12), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8,8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5,4), pot pec = Schedefonteinkruid (7, 4), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (6,3), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15,15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5,4), ran pel = Grote waterranonkel (4,4).



Gemiddelde concentratie van fosfor in het oppervlaktewater en de N/P-verhouding in de geoogste bovengrondse biomassa bij dominantie van verschillende submerse beeksoorten. Foutbalken geven de standaardfout weer. Tussen haakjes hierna per soort het aantal waarnemingen op de x-as, op de y-as. cal bru = Haaksterrenkroos (1), cal obt = Stomphoekig sterrenkroos (23, 20), cal plat = Gewoon sterrenkroos (9,5), cer dem = Grof hoornblad (5,5), elo can = Brede waterpest (8,6), elo nut = Smalle waterpest (25,23), hot pal = Waterviolier (6,5), lur nat = Drijvende waterweegbree (14,2), myr alt = Teer vederkruid (1,1), pot alp = Rossig fonteinkruid (10,10), pot luc = Glanzig fonteinkruid (8,8), pot nat = Drijvend fonteinkruid (5,4), pot pec = Schedefonteinkruid (7, 4), pot per = Doorgroeid fonteinkruid (4,4), pot pol = Duizendknoopfonteinkruid (6,3), ran aqu = Fijne waterranonkel (2,2), ran flu = Vlottende waterranonkel (15,15), ran hed = Klimopwaterranonkel (5,4), ran pel = Grote waterranonkel (4,4).

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.



vereniging van
bos- en natuurterreineigenaren

VBNE

**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

