

# Kennisnetwerk OBN

Aangepast beheer en  
onderhoud en kleinschalige  
maatregelen in beken





# Aangepast beheer en onderhoud en kleinschalige maatregelen in beken

Ralf Verdonschot - Wageningen Environmental Research

Ellis Penning - Deltares

Koen Berends - Deltares

Jonas Schoelynck - Universiteit Antwerpen

Rosanne Reitsema - Universiteit Antwerpen

Piet Verdonschot - Wageningen Environmental Research



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn



stowa



Provincie Noord-Brabant



Waterschap  
Aa en Maas

©2021 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nummer 2021/OBN243-BE  
Projectnummer OBN-2016-83-BE  
Driebergen, 2021

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BIJ12, het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Stowa, Waterschap De Dommel, Waterschap Brabantse Delta, Waterschap Aa en Maas en provincie Noord-Brabant.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

*Wijze van citeren: Verdonschot, R., E. Penning, K. Berends, J. Schoelynck, R. Reitsema en P. Verdonschot, 2021. **Aangepast beheer en onderhoud en kleinschalige maatregelen beken.** Rapport nummer 2021/OBN243-BE, VBNE, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op [www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)

Samenstelling Ralf Verdonschot – Wageningen Environmental Research  
Ellis Penning – Deltares  
Koen Berends – Deltares  
Jonas Schoelynck - Universiteit Antwerpen  
Rosanne Reitsema - Universiteit Antwerpen  
Piet Verdonschot - Wageningen Environmental Research

Foto voorkant Hout inbrengen. Fotograaf: Ralf Verdonschot

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.

Sinds het van kracht zijn van de Kaderrichtlijn Water (KRW), Natura 2000 en het Waterbeleid 21<sup>ste</sup> eeuw (WB21) zijn inmiddels honderden kilometers beek heringericht, vaak in natuurgebieden. De vraag rijst welke kansen er liggen in agrarische gebieden, in de zogenoemde 'landbouwbeken'. Deze beken staan onder druk door vergaande waterhuishoudkundige, morfologische en fysisch-chemische veranderingen. Een mogelijkheid om in deze systemen toch ecologische en biodiversiteitsverbeteringen te bereiken, zou bewerkstelligd kunnen worden met veranderingen in het beheer en onderhoud en het uitvoeren van kleinschalige herinrichtingen. Vaak worden lokale aanpassingen in een beek, zoals het niet compleet wegmaaien van de vegetatie, het inbrengen van dood hout of het omvormen van steile oevers, onmiddellijk omarmd en gezien als een ecologische verbetering. Verrassend genoeg ontbraken echter wetenschappelijke onderzoeken die eenduidig concludeerden dat dit ook daadwerkelijk het geval was. Dit riep de vraag op wat de kleinschalige, lokale ingrepen in landbouwbeken eigenlijk betekenen voor onze biodiversiteit en ecologische waterkwaliteit?

Om die vraag te beantwoorden is het project 'Aangepast beheer en onderhoud en kleinschalige maatregelen in beken' gestart. Het projectdoel 'het opstellen van richtlijnen voor een effectief en kostenefficiënt kleinschalig beheer en onderhoud van beeksystemen, gebruikmakend van of inspeland op natuurlijke processen, al dan niet ondersteund door aanvullende (kleinschalige) inrichtingsmaatregelen' zoekt naar deze wetenschappelijke onderbouwing en de vertaling naar de praktijk.

Om de onderbouwing te leveren zijn drie sporen gevolgd. Er is basiskennis verzameld door in samenwerking met beheerders meerjarige praktijkexperimenten uit te voeren naar ecologische effecten van aangepast maaibeheer en het inbrengen van dood hout. Er is in detail geëxperimenteerd met hydraulische en waterkwaliteitseffecten bij stroombaanmaaien en er is ervaringskennis opgehaald door een bevraging van betrokkenen bij de waterbeheerders.

Uit het onderzoek blijkt dat de uiteindelijke effectiviteit van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen wordt bepaald door, ten eerste, knelpunten in de hydrologie, de morfologie, het landgebruik en de invloed hiervan op de fysisch-chemische en biologische omstandigheden in de beek (de multiple stress), en, ten tweede, de factoren die spelen op een grotere ruimtelijke schaal (beek, afwateringsgebied of stroomgebied). Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen moeten daarom deel uitmaken van maatregelpakketten, waarmee tegelijkertijd ook de knelpunten mee worden aangepakt die worden veroorzaakt door factoren die spelen op een grotere schaal. Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen moeten worden gezien als onderdeel van een bredere ontwikkelingsrichting van systeemherstel en ze kunnen vooral worden ingezet om de transitie naar meer natuurlijkere beeksystemen te versnellen.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams  
Voorzitter van de OBN Adviescommissie



# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>8</b>
<b>Summary</b>	<b>16</b>
<b>Dankwoord</b>	<b>22</b>
<b>1. Inleiding</b>	<b>24</b>
1.1    Aanleiding en projectdoelstelling	24
1.2    Projectopzet	25
1.3    Leeswijzer	27
<b>2. Ecologische effecten van extensiever maaien</b>	<b>28</b>
2.1    Inleiding	28
2.2    Landelijke analyse stroombaanmaaien in beken	29
2.2.1    Inleiding	29
2.2.2    Aanpak	30
2.2.3    Resultaten	35
2.3    Effecten van eenzijdig of tweezijdig vegetatie sparen op de macrofauna en macrofyten	46
2.3.1    Inleiding	46
2.3.2    Aanpak	47
2.3.3    Resultaten	49
2.4    Ecologische effectiviteit van ritsbeheer	62
2.4.1    Inleiding	62
2.4.2    Aanpak	63
2.4.3    Resultaten	65
2.5    Synthese en discussie	80
<b>3. Ecologische effecten van het inbrengen van dood hout</b>	<b>86</b>
3.1    Inleiding	86
3.2    Landelijke vergelijking effecten houtpakketten	89
3.2.1    Inleiding	89
3.2.2    Aanpak	89
3.2.3    Resultaten	94
3.3    Effectiviteit verschillende typen houtpakketten	100
3.3.1    Inleiding	100
3.3.2    Aanpak	101
3.3.3    Resultaten	102
3.4    Effect van de leeftijd van houtpakketten	113
3.4.1    Inleiding	113

3.4.2	Aanpak	114
3.4.3	Resultaten	115
3.5	Synthese en discussie	122
<b>4.</b>	<b>Hydraulische en waterkwaliteitsaspecten stroombaanmaaien</b>	<b>124</b>
4.1	Inleiding	124
4.2	Systeembeschrijving	124
4.3	Beschrijving van de praktijkproef	125
4.4	Hydraulische analyse	128
4.4.1	Algemene aanpak	128
4.4.2	Ingewonnen gegevens	128
4.4.3	Dataverwerking	128
4.4.4	Analyse van de metingen	129
4.4.5	Modelanalyse	138
4.4.6	Discussie	143
4.5	Waterkwaliteitsanalyse	145
4.5.1	Beschrijving van de vegetatie in het proeftraject	145
4.5.2	Waterkwaliteitsveranderingen voor en na maaien	148
4.5.3	Verschillen in de koolstof- en stikstofbalans	157
4.5.4	Discussie	162
4.6	Conclusies en aanbevelingen	163
4.6.1	Hydraulische analyse	163
4.6.2	De waterkwaliteitsanalyse	164
<b>5.</b>	<b>Bevraging betrokkenen aangepast beheer binnen de waterschappen</b>	<b>165</b>
5.1	Inleiding	165
5.2	Aanpak	165
5.3	Resultaten	167
5.3.1	Algemene vragen aangepast beheer en kleinschalige maatregelen	167
5.3.2	Detailvragen aangepast maaibeheer	170
5.3.3	Rol van de organisatie	176
5.4	Conclusies	181
<b>6.</b>	<b>Perspectieven voor het waterbeheer; optimalisatie van de effectiviteit van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen</b>	<b>183</b>
6.1	De positie van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in het beekherstel	183
6.2	Richtlijnen aangepast maaibeheer	184
6.3	Richtlijnen inbrengen hout	189
<b>7.</b>	<b>Literatuur</b>	<b>193</b>



<b>Bijlage 1 Macrofauna stroombaanmaaien</b>	<b>197</b>
<b>Bijlage 2 Vegetatie stroombaanmaaien</b>	<b>201</b>
<b>Bijlage 3 Respons macrofauna op eenzijdig maaien en stroombaanmaaien</b>	<b>203</b>
<b>Bijlage 4 Correlatie macrofaunarespons milieu- en habitatpreferenties</b>	<b>211</b>
<b>Bijlage 5 Respons vegetatie op ritsbeheer in de Vlier</b>	<b>212</b>
<b>Bijlage 6 Respons vegetatie op ritsbeheer in de Oude Leij</b>	<b>215</b>
<b>Bijlage 7 Respons macrofauna op ritsbeheer in de Vlier</b>	<b>217</b>
<b>Bijlage 8 Correlatie macrofaunarespons ritsbeheer en milieu- en habitatpreferenties</b>	<b>222</b>
<b>Bijlage 9 Respons macrofauna op ritsbeheer in de Oude Leij</b>	<b>223</b>
<b>Bijlage 10 Overige figuren waterkwaliteitsanalyse</b>	<b>230</b>



# Samenvatting

Veranderingen in het beheer en onderhoud en het uitvoeren van kleinschalige herinrichtingen in beken zouden positief kunnen bijdragen aan het verbeteren van de ecologische kwaliteit, waardoor doelen voor water en natuur (o.a. Kaderrichtlijn Water en Natura 2000) kunnen worden gerealiseerd. Door in te spelen op de aanwezige natuurlijke (systeem)processen op een locatie kunnen aanpassingen in beheer en onderhoud en kleinschalige herinrichting bijdragen aan een verhoging van de ruimtelijke en temporele habitatvariatie en –stabiliteit en aan de biodiversiteit.

Het doel van het project 'Aangepast beheer en onderhoud en kleinschalige maatregelen in beken' is het opstellen van gedifferentieerde richtlijnen voor een effectief en kostenefficiënt kleinschalig beheer en onderhoud van beeksystemen (beek en beekdal), gebruikmakend van of inspeland op natuurlijke processen, al dan niet ondersteund door aanvullende (kleinschalige) inrichtingsmaatregelen.

Om dit doel te bereiken zijn drie sporen gevolgd:

1. Het uitvoeren van meerjarige praktijkexperimenten naar de ecologische effecten van aangepast maaibeheer en het inbrengen van dood hout verspreid over geheel Hoog-Nederland.
2. Het uitvoeren van een gedetailleerde stroombaanmaaiproef gericht op de hydraulische effecten en de gevolgen van maaien voor de waterkwaliteit.
3. Het uitvoeren van een gerichte bevraging van betrokkenen binnen de waterschappen van Hoog-Nederland naar hun ervaringen met natuurgerichte, lokale beheermaatregelen.

## Ecologische effecten van aangepast maaibeheer en kleinschalige maatregelen

In steeds meer beken worden maatregelen genomen om de ecologische kwaliteit te verhogen. Echter is de effectiviteit van maatregelen niet altijd duidelijk en ontbreekt er kennis over de optimale toepassing ervan. In dit onderdeel zijn voor twee in de Nederlandse beken veel toegepaste maatregelen, extensiever maaibeheer en het inbrengen van dood hout, door middel van het bij elkaar brengen van de resultaten van verschillende vergelijkende studies en veldexperimenten kennishiaten ingevuld. Hiervoor zijn in samenwerking met de waterschappen op de hogere zandgronden nieuwe studies uitgevoerd (OBN-STOWA Aangepast beheer), maar is ook gebruik gemaakt en voortgebouwd op lopende en al afgeronde programma's: Kleinschalig beheer en onderhoud in Brabantse beken (Waterschap Aa en Maas, Waterschap de Dommel, Waterschap Brabantse Delta, Provincie Noord-Brabant) en Beekdalbreed Hermeanderen (STOWA). Met de samengebrachte gegevens kunnen de richtlijnen voor effectief en kostenefficiënt kleinschalig beheer en onderhoud van beeksystemen worden verbeterd, zodat een effectievere toepassing in de beheerpraktijk mogelijk wordt.

### *Extensiever maaien*

In drie deelonderzoeken zijn de effecten van verschillende vormen van extensiever maaien onderzocht:

- In een landelijke studie zijn op 11 locaties, die het grootste gedeelte van de hogere zandgronden besloegen, gedurende 2 jaar effecten van stroombaanmaaien getoetst door een vergelijking met volledig gemaaide trajecten. In de meeste van deze trajecten was het stroombaanmaaien al enkele jaren eerder ingezet;
- In een tweede studie zijn binnen 3 Brabantse beken experimenteel de effecten van één- en tweezijdig vegetatie sparen (onderinsteek en talud) experimenteel vergeleken met een traject waar geen zijde is gespaard (dus volledig gemaaid);
- In een derde studie is experimenteel de ecologische effectiviteit van het eenzijdig toepassen van blokken maaien (ritsbeheer) met verschillende lengtes van gespaarde vegetatieblokken en onderlinge blokafstanden getoetst.

De ecologische effectiviteit van de geteste vormen van maaibeheer zijn afgeleid aan de hand van de respons van oever- en watervegetatie en van macrofauna. Bij de laatste twee experimenten is alleen gekeken naar de korte-termijn-effecten; het gedurende 1 of 2 jaar sparen van de vegetatie. Deze beide experimenten zijn uitgevoerd in drie beken in Noord-Brabant: de Vlier, de Grootte Aa en de Oude Leij. Bij alle drie de experimenten lagen de onderzochte beektrajecten grotendeels in landbouwgebied en stonden daardoor onder druk door veranderingen aan de beekmorfologie en -hydrologie, het omliggend landschap en de waterkwaliteit.

De landelijke vergelijking van stroombaan en volledig maaien van trajecten wees uit dat stroombaanmaaien in het algemeen niet tot veranderingen in de taxonrijkdom leidde. Evenmin waren er taxa met een specifieke voorkeur de regulier gemaaide trajecten of extensief gemaaide trajecten. De bedekking van plantensoorten met een voorkeur voor minder voedselrijke omstandigheden leek echter wel hoger in trajecten met stroombaanmaaien. Daarnaast was de totale abundantie van de al aanwezige macrofauna structureel hoger in de stroombaanmaaien dan in de regulier gemaaide trajecten. De macrofauna reageerde hierbij duidelijk sterker dan de vegetatie op de verandering van het maaibeheer.

Het sparen van de vegetatie had effect op de levensgemeenschappen, maar deze effecten waren niet eenduidig; planten en macrofauna reageerden niet op dezelfde manier op het staken van het maaibeheer en de veranderingen die in de levensgemeenschappen optraden waren niet in alle beken gelijk. Ten opzichte van factoren die traject-overstijgend waren, zoals aanliggend landgebruik en stroming, was de invloed van het maaibeheer op samenstelling van de levensgemeenschappen relatief gering. Factoren die spelen op een groter schaalniveau zijn dus sterk sturend voor de effectiviteit van kleinschalige maatregelen zoals maaien. De milieu-indicaties van de fauna wezen op een negatief effect van verslibbing en eutrofiëring in de gespaarde vegetaties. Dit is een aanwijzing dat bij een lagere sliblast, betere stromingscondities en een lagere voedselrijkdom de ecologische effectiviteit van aangepast maaibeheer waarschijnlijk hoger ligt.

De vergelijking van één- en tweezijdig vegetatie sparen (het tweede experiment) maakte duidelijk dat stroombaanmaaien (tweezijdig vegetatie sparen) meer veranderingen in macrofauna teweegbracht dan éénzijdig sparen van de vegetatie. Althans tot 1 jaar na de start van het extensievere beheer. Een jaar later werd het verschil tussen beide maaivormen kleiner, waarbij er met name in de eenzijdig gemaaide trajecten nog veranderingen optraden.

De relatief sterke verschuivingen na 1 jaar waren het gevolg van een hogere abundantie van kenmerkende en positief dominante KRW-indicatoren voor laaglandbeken en moerasbeken en van stromingsminnende taxa. Na 2 jaar sparen was de abundantie van positieve KRW-indicatoren juist weer afgenomen en duiden de aanwezige taxa vooral op meer verslibbing, organische belasting en eutrofiëring.

De respons van planten op één- en tweezijdig vegetatie sparen was minder eenduidig dan de respons van de macrofauna en daardoor lastiger te interpreteren. Na het staken van het maaien trad er gewoonlijk een uitbreiding van de vegetatie vanuit de oever op waarbij de al aanwezige dominantieverhoudingen tussen taxa in stand bleven en er geen grote verschuivingen optraden in de taxonsamenstelling of bedekkingen van individuele taxa. Alleen in de Vlier waren grotere veranderingen in de bedekking te zien wanneer een- en tweezijdig sparen werden vergeleken. In deze beek werden vooral effecten bij 1 jaar sparen gevonden, waarbij de omvang van het effect voor de eenzijdig gespaarde vegetatie groter was dan voor tweezijdig sparen (stroombaanmaaien). In het tweede jaar waren de effecten kleiner.

Ritsbeheer, zoals onderzocht in het derde experiment, bleek geen duidelijke meerwaarde te hebben voor de macrofauna ten opzichte van maaibeheer waarbij de vegetatie aaneengesloten gespaard wordt. Het effect op planten was groter, met name in de Vlier bij maaien van relatief kleine tussenruimtes (6-12m) in afwisseling met relatief grotere (12 m) gespaarde vegetatieblokken.

Hierdoor ontstonden vegetatieranden met stromingsluwe omstandigheden tussen de gespaarde vegetatieblokken.

Dit werkte in het voordeel van kroossoorten, die luwte nodig hebben om zich optimaal te ontwikkelen en drijfbladplanten die ook veel in stilstaande wateren voorkomen (gele plomp, veenwortel).

Op basis van deze drie onderzoeken kan worden gesteld dat extensiever maaien ten behoeve van macrofauna het meest effectief als na 1 jaar stroombaanmaaien het traject in het tweede jaar helemaal gemaaid wordt. Dit voorkomt sterke slobhopping en toename van saprobie indicerende soorten. Hoe dit ruimtelijk op de schaal van de hele watergang georganiseerd moet worden is niet onderzocht. Vanuit het oogpunt van refugia is het waarschijnlijk beter de watergang onder te verdelen in trajecten die het ene jaar tweezijdig gemaaid worden en trajecten die datzelfde jaar niet gemaaid worden dan de watergang over de hele lengte op hetzelfde moment kaal te maaien.

Voor water- en oeverplanten lijkt stroombaanmaaien minder effectief en worden grotere veranderingen bereikt met het eenzijdig sparen van de vegetatie. Door hierbij ritsbeheer toe te passen kan variatie in de vegetatie nog verder gestimuleerd worden, ook bij 2 jaar sparen. Bij deze conclusie moet wel de kanttekening worden geplaatst dat karakteristieke plantensoorten van beken amper in de onderzochte watergangen zijn aangetroffen en de bevindingen alleen voor stilstaand-water-soorten gelden.

Omdat de veranderingen binnen de al aanwezige levensgemeenschappen plaatsvinden en we niet zagen dat nieuwe soorten de trajecten koloniseerden, kan de keuze voor het te voeren beheer het beste worden gebaseerd op de al aanwezige natuurwaarden en de noodzaak voor versterking hiervan in de watergang.

#### *Het inbrengen van dood hout*

Om de effecten van het inbrengen van dood hout te bepalen is in verschillende beken een vergelijking gemaakt tussen trajecten waar hout ingebracht en/of niet meer verwijderd is en trajecten waar dit niet heeft plaatsgevonden. Er zijn drie aspecten onderzocht, waarbij telkens de macrofauna als indicatorgroep is gebruikt:

- Generieke effecten van het inbrengen van dood hout; is het positief voor de biodiversiteit en indicatieve taxa en onder welke omstandigheden?
- Consequenties van het toepassen van verschillende configuraties (stammen, stobben, vlechtwerken van takken en stammen) voor dit effect.
- Invloed van de leeftijd van het pakket.

Om de generieke effecten vast te stellen is een vergelijkend onderzoek uitgevoerd dat het grootste gedeelte van de hogere zandgronden besloeg. Het onderzoek naar de configuraties is uitgevoerd in drie beken in Noord-Brabant: de Lactariabeek, Beekloop en 't Merkske. De effecten van de leeftijd van houtpakketten zijn onderzocht in de Tungelroyse beek, Tongelreep en de Leuvenumse beek. In de beken is zowel gekeken naar de levensgemeenschappen tussen het hout als op het houtoppervlak, waarbij gebruik gemaakt werd van kunstmatige substraten die aan het hout bevestigd werden.

Wanneer op landelijke schaal gekeken wordt dan blijkt het inbrengen van houtpakketten in termen van het verhogen van de biodiversiteit, het aantal indicatortaxa of het aantal individuen geen duidelijk positief of negatief effect te geven. Het effect was sterk locatie-afhankelijk; een kleinschalige maatregel als het inbrengen van een houtpakket staat sterk onder invloed van grootschaligere processen in de beek of het stroomgebied. Zo bleken de hydrologische parameters stroomsnelheid en afvoerdynamiek, de dimensies van de beek en aanwezigheid van bos in het omliggende landschap veel meer sturend voor macrofauna dan de aan- of afwezigheid van beekhout.

De gevoeligheid voor omgevingsfactoren werd nog eens extra geïllustreerd door de negatieve effecten van de zomerdroogtes van 2018-2019. Andersom bepaalde de toestand waarin de controle zich bevond de omvang van het effect. Zo bleek bijvoorbeeld in de Tongelreep, waar hout inbrengen onderdeel was van een pakket aan maatregelen op verschillende schaalniveaus, dat na een initieel groot effect op de levensgemeenschap de bijdrage van het hout in de loop van de jaren minder werd door een algehele verbetering van de toestand in de beek, inclusief de controle.

In het onderzoek naar de pakkettypen en de langere-termijn-studie kwamen de verschillen in effect tussen de beken ook naar voren, maar bleken de trajecten met houtpakketten ten opzichte van de reguliere controletrajecten wel een duidelijke toegevoegde waarde te hebben. De totale taxonrijksdom verschilde niet, maar er waren wel verschillen in de samenstelling van de levensgemeenschappen. Ook werden er meer kenmerkende en positief dominante taxa voor laaglandbeken op het hout aangetroffen, waarbij het overigens niet uitmaakte of er stammen, stobben of vlechtwerken waren ingebracht. Dit betekent dat het type houtpakket kan worden afgestemd op de functies die in een beek van belang zijn. De fauna die op andere substraten dan hout (bijvoorbeeld detritus of zand) verschilde niet van de fauna op vergelijkbare substraten in de controletrajecten.

De relatie van de macrofauna met het hout bleek vooral indirect en lijkt met name gebaseerd op het bieden van een stabiele geëxponeerde structuur in de beek waarop de milieuomstandigheden geschikt zijn voor deze dieren om te kunnen leven; bijvoorbeeld veel stroming of een hard oppervlak waarvan algen afgeschraapt kunnen worden. Directe binding met het hout werd in het onderzoek voor slechts één taxon vastgesteld, de kokerjuffer *Lype*.

### **Hydraulische en waterkwaliteitsaspecten van stroombaanmaaien**

Stroombaanmaaien is een waterbeheermaatregel om ecologische en waterveiligheidsdoelen met elkaar te combineren in beken waar vegetatie in het zomerseizoen de afvoer in enige mate beperkt. Bij stroombaanmaaien wordt een deel van de vegetatie behouden door slechts een 'baan' te schonen voor de benodigde minimale afvoer. Er zijn verschillende rekenmethoden om te bepalen hoe breed deze stroombaan moet zijn, maar een goede validatie voor verschillende typen beeksystemen ontbreekt. Er is daarom een veldproef uitgevoerd in de Eefse beek in juni 2019 waarbij data is verzameld om deze rekenmethoden verder te valideren en om een betrouwbaar veilige minimale breedte van een stroombaan te kunnen afleiden voor verschillende beeksystemen. Daarnaast is onderzocht in hoeverre de maaiactiviteit invloed heeft op veranderingen in waterkwaliteitsparameters die van belang zijn voor het ecologisch functioneren van de beek.

Uit de metingen is in de eerste plaats het effect van het maaibeheer op de ruwheid en waterpeilen tijdens verschillende afvoeren afgeleid. Uit de resultaten bleek dat het verhang over het pand in de Eefse beek afnam nadat de stroombaan was vergroot van 2 m naar 4 m. Verdere afname van het verhang bij vergroting van de stroombaan tot 6 m is niet waargenomen mede omdat de dimensies van deze beek beperkend waren.

De resultaten zijn in context geplaatst door het effect op de berekende ruwheid en ruwheid-afvoerrelatie te bepalen. Dit is gedaan met het SOBEM stromingsmodel. Hieruit bleek een duidelijke ruwheidsverlaging na vergroting van de stroombaan tot 4 m, maar geen verder effect bij vergroting van de stroombaan naar 6 m. Het effect van maaien op ruwheid kan worden geïnterpreteerd als een verschuiving van de ruwheid-afvoerrelatie. Een relatie die in toekomstige berekeningen kan worden ingezet.

Tot slot zijn de gemeten peilen vergeleken met het STOWA stromingsmodel 'Spreadsheet Maaibeheer'. Hieruit bleek dat de spreadsheet bij lage afvoeren het verhang onderschat en het effect van maaien overschat.

Uit de slibmetingen bleek een aanzienlijke verkleining van het effectieve doorstroomprofiel door aanslibbing ten opzichte van het bestek. Berekeningen met zowel het 'slibprofiel' als het 'gemeten profiel' laat zien dat de berekende ruwheden en waterpeilen erg verschillen. Dit geeft aan dat het belangrijk is te weten met welk werkelijk en relevant profiel gewerkt wordt.

Parallel aan de hydraulische metingen zijn de effecten op de waterkwaliteit gevolgd. Anders dan verwacht lijkt maaien maar een beperkt effect te hebben op de waterkwaliteit. Opgeloste organische koolstof (DOC), elektrisch geleidingsvermogen (EGV), zuurgraad, nutriënten en zwevende stof lijken niet significant te worden beïnvloed door maaien. Het openen van de stuwen om maaisel af te laten drijven had meer effect op de troebelheid in de beek dan het maaien zelf.

De verwachting was dat bij iedere volgende maaibeurt meer biomassa uit het systeem zou worden gehaald, omdat richting de oever de vegetatie productiever wordt vanwege afname in waterdiepte en stroomsnelheid. Uit de metingen bleek dat de derde (laatste) maaibeurt minder biomassa opleverde dan de tweede maaibeurt. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de maaiboot minder geschikt is om in de ondiepe delen dicht langs de oever de vegetatie te verwijderen. In deze experimenten bleek dat de maaiboot de bodem niet erg verstoort. Hoe representatief dit is en welke effecten andere maaimethoden op de waterkwaliteit hebben is onbekend.

### **Bevraging betrokkenen bij aangepast beheer binnen de waterschappen.**

De ervaringen die waterbeheerders hebben met verschillende vormen van aangepast beheer zijn geïnventariseerd. Om informatie op te halen is een gerichte bevraging uitgevoerd van betrokkenen die werkzaam zijn bij verschillende organisatieonderdelen van de waterschappen in Hoog-Nederland. Deze informatie kan helpen bij het vaststellen van de succesfactoren en belemmeringen die op dit moment spelen bij de implementatie van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in beken.

Voor het uitvoeren van de bevraging van betrokkenen bij waterbeheerders van Hoog-Nederland zijn vooraf een groot aantal vragen opgesteld. Deze vragen zijn niet letterlijk tijdens het gesprek gesteld maar dienden als leidraad. Voor het gesprek is aan ieder deelnemend waterschap gevraagd om vertegenwoordiging uit verschillende disciplines en verschillende lagen van het waterschap aanwezig te laten zijn. De volgende waterschappen hebben met 2-8 deelnemers per waterschap deelgenomen: Vallei & Veluwe, Aa & Maas, Hunze & Aas, Limburg, De Dommel, Brabantse Delta, Rijn & IJssel, Vechtstromen, Fryslân, Drents Overijsselse Delta en Rivierenland. Dat betekent dat 11 van de 13 waterschappen op de hogere zandgronden hebben deelgenomen.

De verslagen van ieder gesprek zijn op gestandaardiseerde wijze geordend in vraag – antwoord tabellen en bij de bevroegde personen teruggelegd. De uiteindelijke door betrokkenen aangevulde of gewijzigde antwoorden zijn geanalyseerd.

Ongeveer 92% van de circa 80.000 kilometers watergang in Hoog-Nederland wordt standaard onderhouden en nog eens 5.5% wordt standaard onderhouden behalve dat de baarden (de zone tussen land en water) en soms de zeer ondiepe oever (een eenvoudige vorm van stroombaanmaaien in overgedimensioneerde watergangen) blijven staan bij een maaibeurt. Bij slechts anderhalf procent wordt stroombaanmaaien toegepast. De overige aangepaste beheersvormen en kleinschalige maatregelen komen nauwelijks voor als het in kilometers wordt uitgedrukt (aangepast maaibeheer 0.4%, inbrengen dood hout 0.2%, zand suppleren 0.02%, vermoerassen 0.06%). In totaal is slechts circa 4% van de watergangen beschaduwd, alhoewel de verschillen tussen de regio's groot zijn.

De belangrijkste resultaten zijn:

Bij de bevraging over doelen blijkt dat waterkwantiteit nog steeds de boventoon voert bij het beheer en dat ecologie volgend is op de lokale mogelijkheden ondanks de wet- en regelgeving.

Alle waterschappen hebben in een of meerdere projecten ervaring met aangepast beheer en kleinschalige maatregelen.

Aangepast maaibeheer staat niet voorop bij hydrologen en afdelingen 'beheer en onderhoud'.

Veel waterschappen die aangepast maaibeheer uitvoeren, doen dit meestal in wateren met natuurdoelen. De regie hiervoor ligt bij de afdeling 'beheer en onderhoud' en de ingelanden.

De wijze van uitvoeren van aangepast maaibeheer verschilt sterk tussen waterschappen.

Er wordt niet altijd gebruik gemaakt van beschikbare kennis maar er wordt wel vaak gebruik gemaakt van kennisinstellingen. Kennis wordt ook niet systematisch verzameld, de uitvoering wordt wel vaker via een plan opgezet.

Monitoren van aangepast maaibeheer krijgt weinig aandacht en is beperkt tot KRW-methoden.

Aangepast beheer blijkt alleen mogelijk als de gebruiksfuncties het toelaten, omwonenden er mee instemmen en ruimte beschikbaar is. Verslibbing en exoten worden als problemen ervaren.

Bijna alle waterschappen spelen op safe en trachten risico's op claims te voorkomen. Waterschappen hebben geen risicobeleid.

Waterschapsbestuurders volgen veelal het provinciaal beleid met een sterke nadruk op waterkwantiteit en veiligheid en de agrariërs zijn nog steeds primaire actoren.

Er wordt wel in projectteams gewerkt maar interacties en integrale aanpak zijn nog beperkt aanwezig in de waterschapsorganisatie.

De samenwerking met extern is variabel maar de ingelanden zijn sturend.

Vaak zijn het de kennisinstellingen die innovaties in aangepast beheer en kleinschalige maatregelen initiëren. Waterschappen hebben wel enige tot redelijke ambitie om te innoveren.

Concluderend worden problemen ondervonden met agrariërs, soms met terreineigenaren, het overmatig accent op veiligheid (b.v. de vermeende gevaren bij het laten dichtgroeien van watergangen, riet- en houtontwikkeling), kennis over aangepast maaibeheer, het gebrek aan ruimte en concreet beleid, de voortdurende eutrofiëring en het gevoel van het ondergeschikte belang van ecologie.

Het beeld ontstaat dat waterschappen als organisatie nog steeds primair voor de agrarische omgeving werken en dat de organisatie uit drie relatief onafhankelijke eenheden bestaat: de disciplines bij de planvorming die wel in projecten samenwerken en los daarvan de beheer en onderhoudsafdelingen die voor de ingelanden praktisch uitvoeren en de bestuurders die focussen op veiligheid en agrarische belangen.



## **Optimalisatie van de effectiviteit van kleinschalige maatregelen**

Om een optimale effectiviteit van aangepast beheer en andere kleinschalige maatregelen te bereiken, is het belangrijk rekening te houden met de invloed van factoren die spelen op een grotere ruimtelijke schaal (beek, afwateringsgebied of stroomgebied). Uiteindelijk bepalen de knelpunten in de hydrologie en de morfologie, het landgebruik en de invloed hiervan op de fysisch-chemische en biologische omstandigheden in de beek en de aanwezigheid van soorten de uiteindelijke effectiviteit van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen op trajectniveau. Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen moeten dus niet in isolatie worden ingezet, maar moeten deel uitmaken van maatregelpakketten waarmee tegelijkertijd ook de knelpunten mee worden aangepakt die worden veroorzaakt door factoren op een grotere schaal. Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen kunnen dan ook worden gezien als onderdeel van een bredere ontwikkeling richting systeemherstel en kunnen vooral worden ingezet om de transitie naar meer natuurlijke beeksystemen te versnellen.



# Summary

Decreasing the intensity of stream vegetation management and the implementation of small-scale restoration measures can positively contribute to improving ecological quality and thus nature (Natura 2000) and water quality targets (Water Framework Directive). The hypothesis is that by making smart use of natural system processes at a site, adjustments in management and small-scale restoration measures can strongly contribute to an increase in spatial and temporal habitat variation and stability, and as such to a higher biodiversity; all at a lower cost in comparison to current management practices.

The aim of the project 'Adapted management and small-scale restoration measures in streams' is to draw up differentiated guidelines for effective and cost-efficient small-scale management of streams and their valleys, making use of or responding to natural processes, whether supported or not by additional small-scale restoration measures.

Three tracks have been followed to achieve this goal:

1. Conducting multi-year field experiments with alternative forms of mowing of the stream vegetation and adding large wood to streams throughout the Netherlands to study its ecological effects.
2. Carrying out an experiment to study the hydraulic aspects of flow path mowing as well as the effects of mowing on water quality.
3. Conducting a targeted survey of waterboard personnel involved with stream maintenance and small-scaled restoration measures in the Netherlands, to acquire information about their experiences with extensive stream vegetation management and small-scale restoration measures (differentiated mowing of streams and stream banks and the introduction of coarse woody debris).

## **Ecological effects of extensive management and small-scale restoration measures**

The number of lowland streams in which restoration measures are taken to improve its ecological quality is increasing in the Netherlands. Often this involves measures taken on a relatively small scale, such as a stream section. However, it is not always clear how effective these measures are and there are knowledge gaps on how to implement the measures in such a way that the ecological effects are optimized. Based on the results of a series of studies involving two commonly applied measures, extensive mowing of the instream and bank vegetation and the addition of large wood to the stream, we provide guidelines for the successful implementation of these measures.

### *Extensive mowing*

In three studies the effects of extensive stream vegetation management were investigated by comparing stream sections which are mowed intensively with sections with extensive mowing, following three different mowing schemes in which the bank and instream vegetation is temporarily not mowed one-sided, on both sides of the stream channel, and one-sided, but with alternating gaps and vegetation patches of different sizes. Vegetation and macroinvertebrates were used to determine the effects of the extensive mowing schemes in comparison to the intensively mowed control sections. Only the short term effects were studied; the vegetation was not mowed for a maximum of 2 years. One study focused on a large spatial scale and included sites throughout the Netherlands (two-sided no mowing), the other two studies were carried out in three streams in the province of Noord-Brabant: Vlier, Groote Aa and Oude Leij. All sites were positioned in intensive agricultural areas and influenced by multiple stressors, amongst others, morphological degradation, disturbed flow regimes, loss of riparian zones and a poor water quality.

Cessation of mowing affected the assemblages of plants and macroinvertebrates, but the effects differed among sites and organism groups.

The contribution of the mowing regime in comparison to other environmental factors, such as land use and flow, was small. Total taxon richness of plant and macroinvertebrates did not change in response to the application of the different mowing schemes and there were no taxa which preferred either the not mowed or the regularly mowed stream sections. However, differences were observed for taxon abundance. In the macroinvertebrates total abundance increased, but both positive, negative and neutral taxon specific responses in abundance were observed. The latter was also the case for the vegetation.

Changes in macroinvertebrate taxon composition were larger when both sides of the channel were not mowed for one year in comparison to only one-sided mowing cessation. Not mowing the vegetation for two year decreased the difference between the two treatments, with the largest differences in the one-sided mowing treatment. However, mowing cessation of one year resulted in positive effects in terms of higher abundances of lowland stream indicators and rheophilic taxa, whilst abundances of indicators decreased in the second year which was associated with an increase in taxa indicating siltation, an increased organic load and eutrophication. Creating distinct vegetation patches by mowing gaps in the vegetation had no additional effects when compared to the other mowing treatments.

Interpretation of the vegetation response was more complicated in comparison to the macroinvertebrates. In most cases a vegetation expansion was observed after cessation of mowing, but this generally did not affect the proportions in coverage between the different taxa. Only exception was an increase in the cover of taxa preferring oligo- to mesotrophic conditions. Comparison of sections with one-sided mowing cessation to sections where both sides of the stream channel were not mowed only yielded effects in stream Vlier, where largest changes in plant cover were recorded for the one-sided no mowing treatment, mainly in the first year. Effects of two years of mowing cessation were larger when small gaps (length opening between two vegetation patches of 6-12 m) were mowed in the vegetation with relatively large remaining vegetation patches (length 12 m).

These findings indicate that extensive mowing aiming at improving the conditions for macroinvertebrate indicator taxa are most effective when mowing is ceased on both sides of the stream channel for a period of one year. For the vegetation one-sided mowing cessation appeared to be more effective, which could be further improved by mowing openings in the vegetation fringe which could extent the effectiveness also the second year without mowing. Because changes took place within the assemblages already present in the stream, management decisions could be based on the need to improve the conditions for one of the groups, for example, based on the presence of rare or target species.

#### *Addition of large wood*

To determine the effects of large wood addition to streams sections with and without large wood were compared based on their macroinvertebrate assemblages. Three components were investigated:

- effects of large wood on richness and indicator taxa
- effects of different types of wood patches: logs, trunks placed in the stream bank and structures of intertwined branches and stems.
- influence of wood patch age.

To determine the effects of the large wood patches on richness sites throughout the Netherlands were investigated. The studies on patch types are carried out in three streams in the province of Noord-Brabant: Lactariabeek, Beekloop and Merkske. Effects of patch age were studied in stream Tungalroy, Tongelreep and Leuvenum. Both macroinvertebrates inhabiting the substrates present between the wood were studied as well as those inhabiting the wood surface, which were collected using artificial substrates (multiplate samplers).

In the multi-site comparison no unambiguous effects on total taxon richness, the number of indicator taxa or abundance were found. Both positive and negative responses were recorded, which was site-dependent. Other environmental factors, for example, related to discharge dynamics and current velocity, dimensions of the stream channel and the presence of riparian forest were stronger determinants of the observed effects. Also the environmental quality of the control sections in comparison to the wood additions sites was important. In stream Tongelreep the addition of large wood was followed by other restoration measures targeting multiple stressors. Initially the effect of wood addition was large, but in time the added value decreased relatively to the positive effects of the other measures applied, leading to a smaller difference between control and impact sections, which both reached high ecological quality status.

Also in the study involving the different types of wood patches as well as the study investigating the effect of age of the patches these site-specific effects were present, but in both studies a positive effect of the addition of large wood was demonstrated. These were mainly changes in assemblage composition; no differences in total taxon richness were observed. On the wood surface more lowland stream indicator taxa were recorded, which was not influenced by the type of wood patch investigated. This finding facilitates a broader application of this restoration measure, since there are many streams where other functions (e.g. canoeing, drainage function) require the application of other types of wood patches than the standard intertwined network of branches and stems. No differences were recorded for the macroinvertebrates inhabiting the substrates between the large wood in comparison to the composition in the same substrates in sections without wood.

The relationship between the macroinvertebrates and the large wood was mainly indirect and appeared to be based on the provisioning of stable exposed structure in the water column providing the environmental conditions required by these taxa, such as a high current velocity or a hard surface suitable for grazing of algae. Only for the caddisfly *Lype* a direct relationship with wood was found.

### **Hydraulic and water quality aspects of flow path mowing**

Flow path mowing is a possible way to combine ecological and flood protection goals in streams where vegetation limits runoff to some extent in the summer season. In flow path mowing, some of the vegetation is preserved by clearing only one "lane" for the minimum runoff required.

There are various calculation methods to determine how wide this flow path should be, but a good validation for different types of stream systems is lacking. Therefore, a field test was therefore carried out in the Eefse beek in June 2019 in which data was collected to further validate these calculation methods and to be able to derive a reliably safe minimum width of a flow path for different stream systems. It was also investigated to what extent mowing activity influences changes in water quality parameters that are important for the ecological functioning of the stream.

First, the effect of mowing management on hydraulic roughness and water levels during various discharges was derived from the measurements. The results showed that the slope over the trajectory in the Eefse beek decreased after the flow path was enlarged from 2 m to 4 m. No further decrease of the slope with the extension of the flow path to 6 m has been observed.

The results were put into context by determining the effect on the calculated roughness and roughness-runoff relationship. This has been done with the SOBEK model. The model showed a clear roughness reduction after extension of the flow path to 4 m, but no further effect with extension of the flow path to 6 m. The effect of mowing on roughness can be interpreted as a shift in the roughness-runoff relationship. A relationship that can be used in future calculations.

Finally, the measured water levels were compared with the STOWA flow model "Spreadsheet Mowing Management". These calculations showed that at low discharges the spreadsheet underestimated the ratio and overestimated the effect of mowing.

The measurements of the thickness of the silt layer on the stream bottom showed a significant reduction of the effective flow profile due to siltation compared to the standard stream dimensions according to the waterboard. Calculations with both the "silt profile" and the "measured profile" show that the calculated roughness and water levels differed greatly. This indicates that it is important to know which actual and relevant profile is being used in a model.

Parallel to the hydraulic measurements, the effects on water quality were monitored. Contrary to expectations, mowing seems to have only a limited effect on water quality. DOC, EGV, pH, nutrients and suspended matter do not appear to be significantly affected by mowing. Opening the weirs to remove the mowed material had more effect on the turbidity in the stream than the mowing itself.

It was expected that more biomass would be removed from the system with each subsequent mowing session, because the vegetation would become more productive towards the bank due to a decrease in water depth and flow velocity. The measurements showed that the third (last) mowing session yielded less biomass than the second mowing session. A possible explanation for this is that the mowing boat is less suitable for removing vegetation in the shallow parts close to the bank. With the mowing boat, the bottom does not seem to be disturbed much. Other mowing methods may have a different effect on water quality.

### **Targeted survey**

A targeted survey of waterboard personnel involved with stream maintenance and restoration measures in the Netherlands was conducted, to acquire information about their experiences with extensive stream vegetation management and small-scale restoration measures.

A large number of questions regarding stream maintenance and small-scaled measures were drawn up in advance for the purpose of conducting the targeted survey in an efficient and standardized way. During the inquiries these questions were not asked literally, but served as a guideline. Before the meeting, each participating waterboard was asked to select representatives from different disciplines and different organizational layers of the waterboard to join. The following waterboards participated, with 2-8 participants per waterboard: Vallei & Veluwe, Aa & Maas, Hunze & Aas, Limburg, De Dommel, Brabantse Delta, Rijn & IJssel, Vechtstromen, Fryslân, Drents Overijsselse Delta and Rivierenland. This meant that 11 of the 13 waterboards from the eastern part of the Netherlands participated.

The answers given by the participants were arranged in a standardized way. This resulted in a question-answer table for each waterboard, which was returned to the interviewees for a review to check if all answers were interpreted correctly. The reviewed answers were analyzed.

About 92% of the approximately 80,000 kilometers of streams and other linear watercourses in the eastern part of the Netherlands is maintained in a standard way (frequently mowing the whole stream channel), and a further 5.5% is maintained in a standard way as well, except that the beards (the vegetation on the waterline) and sometimes a small vegetation fringe in the shallow littoral zone is excluded during mowing. Currently, flow path mowing is applied at only 1.5% percent of the total waterway length. Other forms of extensive vegetation maintenance (0.4%) or small-scale restoration measures (large wood addition 0.2%, sand addition 0.02%, development of stream valley marshes 0.06%). contribute only marginally when expressed in waterway length. In

total, only about 4% of the waterways are shaded by riparian trees, although the differences between regions are large.

The main results of the survey are:

Water quantity targets still predominate in water management, and ecological targets only follow local opportunities, despite environmental legislation such as the WFD.

All waterboards have applied adaptive maintenance and small-scale measures in one or more projects.

Extensified mowing regimes are neither a priority for hydrologists and the waterboard management nor of the departments carrying out the stream maintenance.

Many water boards that implement extensive mowing or small-scale restoration measures do this in waters which have certain ecological or nature targets. Choices are made by the waterboard management and maintenance departments, as well as the landowners.

The way in which these alternative forms of maintenance are carried out differ greatly between water boards.

Available knowledge is not always used, but knowledge institutions are often consulted. Data on projects is not collected systematically, although the implementation is mostly according to a preset management plan.

Monitoring of extensive management and small-scale restoration measures has a low priority and is limited to the standard monitoring approach according to the WFD methodology.

Implementation of extensive management and small-scale restoration measures only appear to be possible if all user functions (e.g. land use) allow such management changes, if local residents agree and if sufficient space is available. Eutrophication, siltation and non-indigenous species are seen as additional problems.

Almost all water boards play on safe and try to avoid risks of claims as much as possible. Waterboards do not have a risk policy in place.

Water board administrators often follow provincial policies, with a strong emphasis on water quantity and safety, and farmers still are the primary actors.

Working in project teams within waterboards is seen as positive, but internal interactions and an integrated approach over disciplines and organizational layers within the waterboard are still limited.

The extent of collaboration with external parties varies. Generally, local landowners are guiding.

In many cases knowledge institutions initiate innovations in management and restoration. Waterboards do have some to a reasonable ambition to innovate.

In conclusion, problems in applying extensive management and small-scale restoration measures are encountered with landowners and farmers and sometimes with nature management organizations.

These problems originate mainly from an excessive emphasis on safety (e.g. the perceived dangers of closing waterways, reed and wood development), limited knowledge on management techniques and restoration measures, a lack of space, no concrete policy regulations/agreements, high eutrophication levels, and finally a sense of minor importance of ecology in water management.

The overall impression seems to be that waterboards as an organization are still primarily governed by the agricultural sector, and that the organization consists of three relatively independent units: the disciplines involved in the planning of projects, which cooperate to a high degree, the maintenance departments which carry out practical work for the landowners, and finally the waterboard administrations who primarily focus on safety aspects and agricultural interests.

### **Optimization of effectiveness of small-scale restoration measures**

To improve the effectiveness of measures such as extensive mowing of the vegetation and the addition of large wood which are restricted to small sections of a stream it is very important to also involve the conditions on larger spatial scales (stream, watershed). Ultimately it are the hydrological, morphological, physical-chemical and biological factors acting on these larger scales which set the boundaries for the range of conditions present on a smaller scale, the large wood patch or the patch of vegetation which is not mowed. Therefore, knowledge on this hierarchy of environmental factors within the system before restoration measures are implemented is very important to be able to beforehand determine how successful the measures will be and what to expect in terms of recovery of the targeted communities.



# Dankwoord

Dit onderzoek had niet plaats kunnen vinden zonder hulp van de waterschappen Vallei & Veluwe, Aa & Maas, Hunze & Aas, Limburg, de Dommel, Brabantse Delta, Rijn & IJssel, Vechtstromen, Fryslân, Drents Overijsselse Delta en Rivierenland, de Provincie Noord-Brabant, de hydrobiologische laboratoria AQUON en Aqualysis, de STOWA, de VBNE en het OBN deskundigenteam Beekdallandschap.

De deelnemende waterschappen hebben bijgedragen aan het mogelijk maken van experimenten in hun beheergebied, niet alleen door locaties beschikbaar te stellen maar ook door op verschillende wijzen bij te dragen. Wij willen jullie hierbij bedanken voor jullie bijdrage aan het project, wat uitenliep van het meewerken aan de voorbereiding en het tot stand brengen de proeven, het verzamelen van gegevens, meewerken aan interviews, hulp bij de interpretatie van de resultaten en tenslotte het kritisch lezen en becommentariëren van eerdere versies van (delen) van deze rapportage. De waterschappen Aa & Maas, de Dommel, Brabantse Delta en de provincie Noord-Brabant hebben met hun project 'Kleinschalig beheer en onderhoud in Brabantse beken' dit onderzoek in belangrijke mate versterkt. De hydrobiologische laboratoria AQUON en Aqualysis hebben gezorgd voor de determinaties. Het OBN deskundigenteam Beekdallandschap heeft het project steeds constructief gevolgd en bijgedragen aan de voorliggende realisatie.

Speciale dank gaat verder uit naar de begeleidingscommissie bestaande uit Wim Wiersinga (VBNE), John Lenssen (WRIJ), Ineke Barten (WD), Bert Moonen (WDODELTA), Bas van der Wal (STOWA) en Pui Mee Chan (STOWA), die dit complexe project steeds met enthousiasme hebben ondersteund en hebben bijgedragen aan et aanscherpen van het rapport.



# 1. Inleiding

## 1.1 Aanleiding en projectdoelstelling

De inrichting en het beheer en onderhoud van beken is in veel gebieden primair gericht op de waterveiligheid en waterbeheersing ten behoeve van andere gebruiksfuncties dan natuur, met name voor de landbouw. Om de ecologische kwaliteit en daarmee doelen voor natuur en water (o.a. Kaderrichtlijn Water en Natura 2000) ook in dit type watergangen te verbeteren, zou extensivering van het beheer en onderhoud positief kunnen bijdragen, zonder dat grootschalige herinrichting uitgevoerd hoeft te worden (Verdonschot et al., 2016, 2018).

Grootschalige herinrichtingen en intensief beheer en onderhoud leiden tot een aanzienlijk verlies van habitatvariatie en biodiversiteit in zowel de beek als het beekdal. Hierdoor zijn in veel gebieden homogene, instabiele systemen ontstaan. Dit is het gevolg van het in gang zetten van veranderingen in de:

- Hydrologie, zoals drainage aanliggende percelen en het versneld afvoeren van water.
- Morfologie van beek en dal, zoals normalisatie, kanalisatie, overdimensionering, kappen van begeleidende houtige vegetatie.
- Stromen van stoffen, zoals eutrofiëring.

Veranderingen in het beheer en onderhoud en het uitvoeren van kleinschalige herinrichtingen zouden positief kunnen bijdragen aan het verbeteren van de ecologische kwaliteit. De gedachte is dat door slim in te spelen op de op een locatie aanwezige natuurlijke (systeem)processen, aanpassingen in beheer en onderhoud en kleinschalige herinrichting van beken bijdragen aan een verhoging van de ruimtelijke en temporele habitatvariatie en –stabiliteit en aan de biodiversiteit. Door bijvoorbeeld minder te maaien en dood hout in de beken te laten liggen zou de ruimtelijke en temporele habitatvariatie en –stabiliteit kunnen worden verhoogd, wat de biodiversiteit zou kunnen stimuleren tegen lage beheerkosten en een geringe inspanning.

Er zijn echter nog kennishiaten die moeten worden ingevuld om de richtlijnen voor effectief en kostenefficiënt kleinschalig beheer en aangepast beheer aan te scherpen. Het algemene doel van het project 'Aangepast beheer en onderhoud en kleinschalige maatregelen in beken' is dan ook:

*De bestaande kennis over aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in beken op basis van empirische gegevens te vernieuwen en te versterken, zodat de richtlijnen voor effectief en kostenefficiënt kleinschalig beheer en onderhoud van beeksystemen kunnen worden verbeterd zodat een effectievere toepassing in de beheerpraktijk mogelijk wordt.*

Het gaat er hierbij om hoe een maatregel precies wordt uitgevoerd in relatie tot bijvoorbeeld de aard ervan, de uitvoering, de frequentie en het tijdsframe.

In het project is gekozen voor het uitgebreid onderzoeken van twee maatregelen die model staan voor aangepast beheer en voor kleinschalige inrichtingsmaatregelen. De eerste vorm is onderzocht aan de hand van aangepast maaibeheer, zoals stroombaanmaaien en tijdelijk vegetatieblokken sparen. De tweede vorm is onderzocht aan de hand van het inbrengen van dood hout in de beek. Andere kleinschalige maatregelen en vormen van aangepast beheer komen zijdelings aan bod.

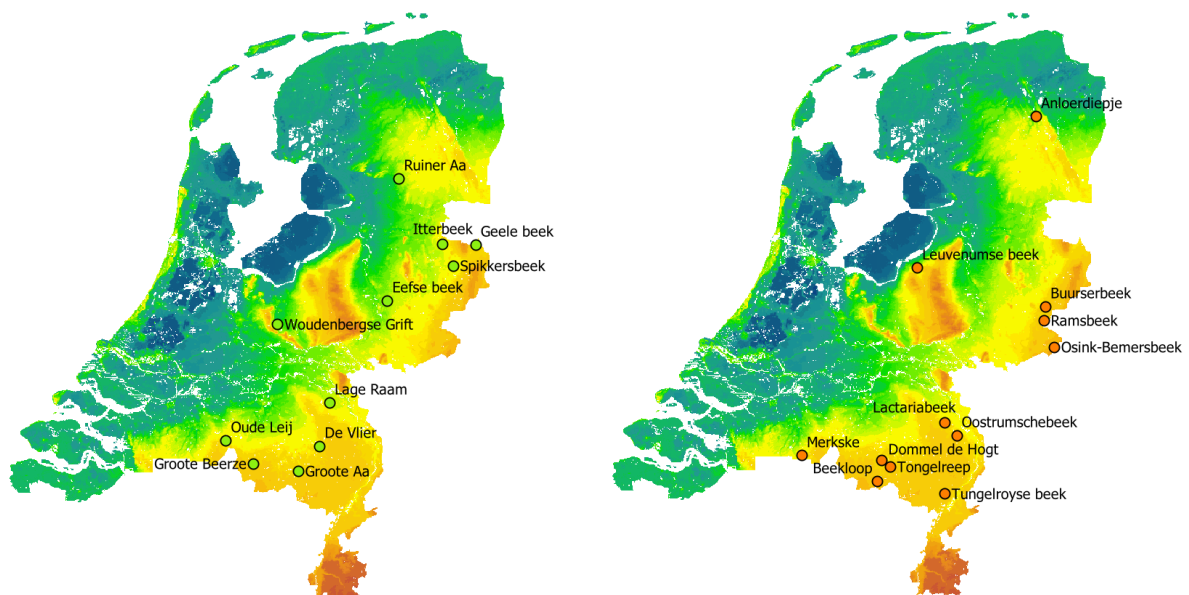
## 1.2 Projectopzet

Om het projectdoel te bereiken zijn drie sporen gevolgd:

1. Het uitvoeren van meerjarige praktijkexperimenten naar de ecologische effecten van aangepast maaibeheer en inbrengen van dood hout verspreid over geheel Hoog-Nederland.
2. Het uitvoeren van een gedetailleerde stroombaanmaaiproef om de hydraulische en waterkwaliteitseffecten te onderzoeken.
3. Het uitvoeren van een gerichte bevraging van betrokkenen bij waterbeheerders van Hoog-Nederland naar hun ervaringen met natuurgerichte, lokale beheermaatregelen (gedifferentieerd maaien van beken en beekoevers en het gericht inbrengen van dood hout, bij voorkeur gekoppeld aan beschaduwden), die aansluiten op de natuurlijke processen in beken die zich afspelen op hogere schaal in het stroomgebied.

In spoor 1 is ervoor gekozen de gegevens die met dit onderzoek worden verzameld te combineren met die van het parallel lopende onderzoek 'Kleinschalig beheer en onderhoud in Brabantse beken' (Waterschap Aa en Maas, Waterschap de Dommel, Waterschap Brabantse Delta, Provincie Noord-Brabant) om zo via een integrale analyse de zeggingskracht van de resultaten zo groot mogelijk te maken. Ook zijn aanvullende monitoringsgegevens van projecten van waterschap Limburg (Oostrumsche beek) en waterschap Hunze en Aa's (Anloërdiepje) toegevoegd. Daarnaast is een herhalingsstudie uitgevoerd van het dood-hout-onderdeel van het project 'Beekdalbreed Hermeanderen' (STOWA), dat is afgerond in 2012. De gedachte achter deze integratie van studies is dat juist door de bevindingen van de verschillende deelonderzoeken samen te brengen, die vaak ook nog eens in dezelfde beken zijn uitgevoerd, de richtlijnen voor een effectief en kostenefficiënt kleinschalig beheer en onderhoud van beeksystemen effectiever konden worden verbeterd dan ze in isolatie te bespreken.

In totaal zijn 23 locaties onderzocht; 11 locaties met aangepast maaibeheer en 12 locaties waar dood hout is ingebracht (Figuur 1.1, Tabel 1.1).



**Figuur 1.1.** Onderzoeklocaties aangepast maaibeheer (links) en dood hout (rechts).

**Figure 1.1.** Research sites extensive mowing regimes (left) and large wood addition (right).

**Tabel 1.1.** Meetlocaties en meetjaren onderzoek aangepast maaibeheer en dood hout .

**Table 1.1.** Study sites and sampling years extensive mowing regimes and large wood addition.

Maatregel	Beek	Waterschap	Spoor	Bron <sup>1</sup>	Meetjaren
Aangepast maaien	Lage Raam	Aa en Maas	1,3	KM	2015
	De Vlier	Aa en Maas	1,3	KM	2018/19
	Oude Leij	Brabantse Delta	1,3	KM	2018/19
	Groote Aa	De Dommel	1,3	KM	2016/17
	Groote Beerze	De Dommel	1,3	AB	2018/19
	Ruiner Aa	Drents Overijsselse Delta	1,3	AB	2019/20
	Eefse beek	Rijn en IJssel	1,2,3	AB	2018/19
	Itterbeek	Vechtstromen	1,3	AB	2018/19
	Spikkersbeek	Vechtstromen	1,3	AB	2019
	Geele beek	Vechtstromen	1,3	AB	2018/19
	Woudenbergse Grift	Vallei en Veluwe	1,3	AB	2018/19
Hout inbrengen	Beekloop	De Dommel	1,3	KM	2015-19
	Dommel de Hogt	De Dommel	1,3	AB	2018/19
	Tongelreep	De Dommel	1,3	AB/BH	2010-18
	Lactariabeek	Aa en Maas	1,3	KM	2015-19
	Leuvenumse beek	Vallei en Veluwe	1,3	AB/BH	2011-19
	Merkske	Brabantse Delta	1,3	KM	2015-19
	Buurserbeek	Rijn en IJssel	1,3	AB	2018/19
	Ramsbeek	Rijn en IJssel	1,3	AB	2018/19
	Osink-Bemersbeek	Rijn en IJssel	1,3	AB	2019
	Oostrumsche beek	Limburg	1,3	WL	2017
	Tungelroyse beek	Limburg	1,3	AB/BH	2011-2018
	Anloërdiepje	Hunze en Aa's	1,3	AB/WHA	2018

1. KM: Kleinschalige maatregelen Brabant, AB: OBN Aangepast beheer, WL: waterschap Limburg, WHA: waterschap Hunze en Aa's.

Kern van alle onderzoeken in spoor 1 was dat ze, indien mogelijk, opgezet en uitgevoerd zijn volgens een controle-impact (CI) ontwerp om de zeggingskracht van de resultaten te vergroten. Dat betekent dat steeds een controle en een maatregel beektraject geselecteerd zijn. In sommige gevallen is zelfs gewerkt met een BACI (before-after-control-impact) ontwerp, waarbij ook vooraf aan de uitvoering van de maatregel en na uitvoering van de maatregel is gemeten. Het voordeel van zo'n experimentele aanpak is dat dit leidt tot een hogere mate van standaardisatie en daarmee een 1) goede basis voor statistische toetsing, en 2) mogelijkheid tot extrapolatie naar andere wateren.

De bij het onderzoek van spoor 1 betrokken waterbeheerders en waterlaboratoria hebben zelf actief deelgenomen aan het selecteren van onderzoekslocaties en het verzamelen van gegevens.

Binnen spoor 2 is in samenwerking met waterschap Rijn en IJssel van 3 t/m 12 juni 2019 een praktijkproef uitgevoerd in een traject in de Eefse Beek om naast de ecologische data uit spoor 1 ook specifiek data te verzamelen over de hydraulica en waterkwaliteitsaspecten van stroombaanmaaien. De omstandigheden in dit traject boden de mogelijkheid om gecontroleerd afvoergolven te creëren, waarmee het effect van stroombaanmaaien kon worden onderzocht. Dit is belangrijk, omdat in de besluitvorming over het inzetten van aangepast beheer naast ecologische doelen ook waterkwantiteits- en -kwaliteitsaspecten een bepalende rol spelen.

Tenslotte zijn binnen spoor 3 de ervaringen geïnventariseerd die waterbeheerders, werkzaam in verschillende onderdelen van het waterschap, op dit moment hebben met verschillende vormen van aangepast beheer.

Om informatie op te halen is daarom een gerichte bevraging van betrokkenen uitgevoerd die werkzaam zijn bij verschillende organisatieonderdelen van de waterschappen in Hoog-Nederland. Deze informatie helpt bij het vaststellen van de succesfactoren en belemmeringen die op dit moment spelen bij de implementatie van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in beken.

### **1.3 Leeswijzer**

De resultaten van de veldstudie naar aangepaste maaivormen worden in hoofdstuk 2 behandeld en de effecten van het inbrengen van dood hout worden in hoofdstuk 3 besproken (spoor 1). In hoofdstuk 4 komen de hydraulische aspecten van stroombaanmaaien en de gevolgen ervan voor de waterkwaliteit aan bod (spoor 2). De uitkomst van de bevraging van de betrokkenen bij de waterschappen wordt gepresenteerd in hoofdstuk 5 (spoor 3). Tenslotte worden in hoofdstuk 6 de uitkomsten van de 3 sporen gebundeld en omgezet naar perspectieven voor het waterbeheer.

## 2. Ecologische effecten van extensiever maaien

### 2.1 Inleiding

In onbeschaduwde, gestuwde beken met voedselrijk water is maaien noodzakelijk om andere gebruiksfuncties in het beekdal in stand te houden, omdat massale ontwikkeling van water- en oevervegetatie optreedt. Het reguliere schoningsbeheer in dit type beken bestaat uit het jaarlijks volledig maaien van de watergang, meestal vanaf de kant met een kraan met daaraan een maaikorf. Hierbij wordt het hele natte profiel in één keer gemaaid (tot meerdere keren per jaar in watergangen met een belangrijke afvoerfunctie en veel vegetatieontwikkeling) of in een minder intensieve vorm gefaseerd in het jaar, eerst de ene helft en dan later in het jaar de andere helft van het natte profiel. Met het verwijderen van de vegetatie wordt de afvoerfunctie van de watergang gewaarborgd.

Ecologisch gezien heeft deze vorm van maaibeheer echter consequenties (Peeters et al., 2014). Een belangrijk gevolg van maaien is dat met het verwijderen van de planten tijdelijk het grootste gedeelte van de habitatstructuur uit de beek verdwijnt, die zeer belangrijk is voor de fauna die in de beek leeft, onder andere via voedsel, hechtplaatsen en het bieden van schuilplaatsen. Verder kan maaien sterk homogeniserend werken op de vegetatiesamenstelling; omdat de planten telkens worden teruggezet in de successie overleven alleen soorten die hiertegen bestand zijn.

Om de water- en oevervegetatie zich beter te kunnen laten ontwikkelen, waardoor soortenrijkdom en diversiteit toenemen wordt er steeds vaker extensiever gemaaid. Extensiever maaien van de water- en oevervegetatie is op dit moment zelfs één van de meest toegepaste maatregelen om de ecologische kwaliteit in beken te verhogen, met name in gebieden met een intensief landbouwkundig gebruik (Dos Oliveira et al., 2020).

Echter is er weinig onderbouwing van de effectiviteit van deze maatregel voor de macrofauna en de water- en oevervegetatie. Dit onderzoek heeft daarom als doel meer kennis te genereren over het toepassen van alternatieve vormen van maaibeheer in beken, in het bijzonder het gedurende een of twee jaar sparen van de vegetatie in de oeverzone door middel van stroombaanmaaien en ritsbeheer. Deze kennis kan vervolgens worden gebruikt om richtlijnen voor het beheer en beleid te verbeteren.

De drie hoofdonderdelen zijn:

1. Landelijke analyse van stroombaanmaaien-projecten, waarin beektrajecten verspreid over het hele land waar stroombaanmaaien plaatsvindt worden vergeleken om te bekijken of het mogelijk is generieke uitspraken te kunnen doen over de effecten van deze alternatieve maaivorm op de macrofauna en de vegetatie van beken.
2. Onderzoek naar de meerwaarde van het tweezijdig niet maaien van de oeverzone van de watergang voor de macrofauna en vegetatie ten opzichte van dit beheer slechts eenzijdig toe te passen.
3. Onderzoek naar de effectiviteit van ritsbeheer in de oeverzone van watergangen (eenzijdig) voor de macrofauna en vegetatie met betrekking tot vegetatieblokgrootte en -afstand.

## 2.2 Landelijke analyse stroombaanmaaien in beken

### 2.2.1 Inleiding

De gedachte achter extensiever beheer is dat door de vegetatie te sparen dit zich uiteindelijk vertaalt in een hogere biodiversiteit en ecologische kwaliteit (Baattrup-Pedersen et al., 2002). Tegelijkertijd is er een continu spanningsveld met de afvoercapaciteit; wordt er te weinig gemaaid dan neemt de weerstand van de vegetatie dusdanig toe dat het water sterk opstuwt, vaak met wateroverlast voor de aanliggende percelen tot gevolg. Als middenweg tussen vegetatie sparen enerzijds en toch voldoende afvoercapaciteit behouden anderzijds, wordt stroombaanmaaien toegepast. Bij stroombaanmaaien wordt in de zomerperiode het midden van beek gemaaid, terwijl een deel van het natte profiel en de oevervegetatie gespaard worden, waardoor een habitat met structuur door water- en oeverplanten bij de oever ontstaat met stroming langs de randen hiervan en in de geul (Hendriks et al., 2016; Figuur 2.1).



**Figuur 2.1.** *Stroombaanmaaien in de Reusel. In het najaar is alleen de stroombaan gemaaid, de rest van de beek is met vegetatie de winter in gegaan.*

**Figure 2.1.** *Two-sided unmown stream banks in the stream Reusel. In autumn only the mid-channel-section is mown, leaving the vegetation in the remaining channel intact.*

De waarde van stroombaanmaaien voor de ecologie is nog niet goed gekwantificeerd; het is niet duidelijk of deze extensievere beheersvorm in alle gevallen leidt tot meer biodiversiteit of een positieve verandering in de ecologische kwaliteit van het waterlichaam voor water- en oeverplanten en voor de macrofauna. Onderzoek naar stroombaanmaaien in de Lage Raam geeft hier wel aanwijzingen voor (Verdonschot et al., 2017). Doel van dit onderzoek is dan ook vast te stellen of het mogelijk is generieke uitspraken te doen over de effecten van stroombaanmaaien op de macrofauna en vegetatie van laaglandbeken door een vergelijking te maken tussen stroombaan en regulier gemaaide trajecten verspreid over de hogere zandgronden.



### **2.2.2 Aanpak**

#### *Locatieselectie*

Er zijn trajecten onderzocht in 11 langzaam stromende laaglandbeken (KRW-watertype R4 en R5) op de hogere zandgronden waar stroombaanmaaien sinds 2 of 3 jaar als beheersvorm wordt toegepast (Tabel 2.1). Alle trajecten liggen in landbouwgebied en zijn (vrijwel) onbeschadwd. De trajecten zijn genormaliseerd en gekanaliseerd en bevatten voedselrijk water. Aanvankelijk was nog een 12<sup>de</sup> locatie geselecteerd, de Reusel (Waterschap de Dommel), maar in beide jaren was het door droogval niet mogelijk daar te bemonsteren. Per beek zijn telkens twee deeltrajecten van 50 meter lengte geselecteerd; een volledig gemaaid traject (regulier onderhoud, maaifrequentie 2x per jaar) dat diende als controle, en een benedenstrooms gelegen traject waar stroombaanmaaien wordt toegepast en alleen de geul wordt vrijgehouden van vegetatie.

#### *Macrofaunabemonstering en vegetatieopnamen*

In het voorjaar zijn in de trajecten macrofaunamonsters genomen en zijn vegetatieopnamen gemaakt van de water- en moerasvegetatie (incl. mossen en kranswieren). Een macrofaunamonster bestond uit een aggregatie van 5 deelmonsters van 0.5 m genomen met een standaard macrofaunanet over een trajectlengte van 50 m in de vegetatie van de oeverzone. Om een beeld te krijgen van de vegetatie is in de zomer van 5 proefvlakken binnen een traject van 50 m de soortensamenstelling en de bedekking van de vegetatie opgenomen volgens de Tansley-schaal. Er zijn aparte opnamen gemaakt voor twee verschillende vegetatiezones: a) ondiep water en b) oever. Vervolgens is de mediane bedekking per soort bepaald.

**Tabel 2.1.** Meetlocaties onderzoek stroombaanmaaien.

**Table 2.1.** Study sites extensive mowing research.

Locatie	Locatiecode	Waterschap	Coördinaten trajecten				Meetjaren	
			Regulier gemaaid		Stroombaan maaien			
			x	y	x	y	1e ronde	2e ronde
Lage Raam	Lraam	Aa en Maas	185486	409760	184681	411200	2015	-
De Vlier	Vlier	Aa en Maas	179545	387984	179386	388074	2018	2019
Oude Leij	Oleij	Brabantse Delta	129447	391178	129424	391031	2018	2019
Groote Aa	Groaa	De Dommel	167860	374692	167906	374749	2016	2017
Groote Beerze	Gbeer	De Dommel	143986	378471	144030	378756	2018	2019
Ruiner Aa	Ruiaa	Drents Overijsselse Delta	221702	530701	221644	530640	2019	2020
Eefse beek	Eefsb	Rijn en IJssel	217736	465765	215410	465573	2018	2019
Itterbeek	Itteb	Vechtstromen	245270	495937	244909	495613	2018*	2019**
Spickersbeek	Spikb	Vechtstromen	251070	484374	250432	484231	2019	-
Geele beek	Geelb	Vechtstromen	262901	495252	262546	495362	2018*	2019
Woudenbergse Grift	Wgrif	Vallei en Veluwe	159865	451488	156852	453029	2018	2019

\*alleen vegetatie, \*\* alleen macrofauna

### Milieuvariabelen

Ten tijde van de monsternamen zijn verschillende observaties gedaan en metingen verricht van de milieu-omstandigheden ter plaatse, conform het Handboek hydrobiologie en de protocollen voor de KRW bemonsteringen. Omdat veel parameters onderling (vrijwel) niet verschillen en sterk met elkaar gecorreleerd zijn en er slechts een beperkte set parameters kan worden gebruikt in de ordinarie analyses is er een selectie gemaakt (Tabel 2.2).

**Tabel 2.2.** Selectie van milieuvariabelen gebruikt in de analyses.

**Table 2.2.** Environmental variables used in the analyses.

Groep	Parameter	Eenheid
Morfologie	Breedte (gemiddelde)	m
	Diepte (gemiddelde)	m
Hydrologie	Stroomsnelheid stroomdraad (gemiddelde)	cm/s
Landschappelijke setting	Landgebruik	categorieën
Substraat	Aandeel mineraal substraat	% bedekking
	Aandeel slib en fijne detritus	% bedekking
Eigenschappen gespaarde vegetatiezoom	Breedte zoom	m
	Aandeel emerse vegetatie (kragge-vorming)	% bedekking
Eigenschappen vegetatie stroombaan	Aandeel submerse + drijfbladvegetatie	% bedekking
	Aandeel emerse vegetatie	% bedekking
	Aandeel kroos + alg	% bedekking
Nutriënten	Totaal P (jaargemiddelde)	mg P/L
	Totaal N (jaargemiddelde)	mg N/L

### Analyses

Om de effecten van stroombaanmaaien op de macrofauna vast te stellen is per locatie een vergelijking gemaakt tussen het reguliere traject (2x per jaar gemaaid) en het stroombaanmaaientraject voor rijkdom- en diversiteitsparameters en milieu- en habitatpreferenties.

Wat betreft taxonrijkdom- en diversiteit zijn de volgende parameters onderzocht:

- Totale soortenrijkdom en abundantie. *Hypothese: Voor macrofauna meer structuur, meer habitat, hogere aantallen.*
- Aantal en abundantie van indicatortaxa (kenmerkende en dominant positieve taxa KRW-maatlatten laaglandbeken R4, R5, R6; Van der Molen et al., 2018). *Hypothese: Veel indicatoren zijn stromingsminnend of gebonden aan structuren in de stroming, verwachting is dat stroomsnelheid toeneemt door knippen stroming door vegetatie en daarmee het aantal indicatoren.*
- Aantal en abundantie van indicatortaxa (kenmerkende en dominant positieve taxa KRW-maatlatten doorstroommoerassen en moerasbeken R19, R20; Van der Molen et al. 2018). *Hypothese: Er ontwikkelt zich een zoom van moerasvegetatie in het niet-gemaaide deel van de beek, waar moerassoorten van kunnen profiteren.*

Om meer inzicht te krijgen in de relatie met milieufactoren is een selectie van milieu- en habitatpreferenties vergeleken op basis van Verberk et al. (2012). Voor iedere parameter (bijvoorbeeld stroming) zijn scores toegekend aan verschillende klassen binnen de parameter volgens de zogenoemde 'fuzzy coding' techniek: afhankelijk van de habitat- en milieupreferentie van een taxon (meestal soort) zijn 10 punten verdeeld over de relevante klassen.

Bijvoorbeeld een taxon met een voorkeur voor snelstromend water, maar die ook wel op plekken met matige stroming voorkomt krijgt de score: snelstromend = 8 punten, matig stromend = 2 punten, langzaam stromend = 0 punten etc. De scores zijn te vinden op:

<https://www.stowa.nl/publicaties/milieu-en-habitatpreferenties-nederlandse-zoetwatermacrofauna>.

Hierbinnen zijn de relevante klassen voor het onderzoek geselecteerd en waar nodig samengevoegd, omdat we alleen geïnteresseerd zijn in de 'echte' indicatoren en niet de taxa die onder verschillende omstandigheden kunnen voorkomen (ubiquisten). Om deze indicatoren te onderscheiden van de meer ubiquistische taxa is als criteria aangehouden dat tenminste de helft van het totale aantal punten ( $\geq 5$ ) in de geselecteerde klassen valt. De geselecteerde parameters zijn onder te verdelen in drie hoofdgroepen: waterkwaliteit, stroming en habitat.

#### Waterkwaliteit

- Aantal en abundantie van taxa van organisch belaste omstandigheden (klassen  $\alpha$ -mesosaproob en polysaproob).
- Aantal en abundantie van taxa van meso-eutrofe tot eutrofe omstandigheden (klassen meso-eutroof en eutroof).

*Hypothese: In de gespaarde vegetatie hoopt zich slib op, afbraak hiervan leidt tot organische belasting en eutrofiëring met een negatieve impact op zowel de macrofauna als de vegetatie; een groter effect wordt verwacht in het tweede jaar dan in het eerste jaar als gevolg van vegetatiesuccessie en biomassa aanwas.*

#### Stroming

- Aantal en abundantie van stromingsminnende taxa stroming (klassen matig stromend en snelstromend).
- Aantal en abundantie van stilstaand water taxa (klasse stilstaand water).

*Hypothese: Stroombaanvegetatie knijpt de stroming waardoor stroomsnelheid op de overgang vegetatie waterkolom toeneemt, waarvan stromingsindicatoren kunnen profiteren. Tegelijkertijd neemt de stroomsnelheid in het gespaarde deel af, waardoor zich hier meer stilstaand water taxa kunnen vestigen.*

#### Habitat

- Aantal en abundantie van taxa met een voorkeur voor moerassige omstandigheden (klasse zeer ondiep moerassig).
- Substraatpreferenties: aantal en abundantie van taxa met een voorkeur voor slib, mineraal substraat, detritus en waterplanten (iedere substraatklasse los geanalyseerd).

*Hypothese: In het gespaarde deel ontstaat een moerassituatie, waardoor het aantal taxa en de abundantie van taxa met een voorkeur voor moerassige omstandigheden toenemen. Tevens neemt de hoeveelheid waterplanten toe, net zoals de hoeveelheid slib en detritus die zich in het niet gemaaide deel ophopen (taxa met deze preferenties nemen dan ook toe). Hetzelfde geldt voor het aandeel taxa met een voorkeur voor mineraal substraat. De stroombaanvegetatie knijpt de stroming waardoor stroomsnelheid op de overgang vegetatie waterkolom toeneemt, hierdoor spoelt meer mineraal substraat vrij waar taxa met een voorkeur voor dit type substraat van profiteren.*

#### Vegetatie

Om de effecten van stroombaanmaaien op de vegetatie vast te stellen is per locatie een vergelijking gemaakt tussen het reguliere traject (2x per jaar gemaaid) en het stroombaanmaaietraject voor rijkdom- en diversiteitsparameters en milieu- en habitatpreferenties. Telkens is er onderscheid gemaakt tussen de vegetatie in de oeverzone en de vegetatie in het open water, de stroombaan in het geval van stroombaanmaaien-trajecten.

Wat betreft taxonrijkdom en diversiteit zijn de volgende parameters onderzocht:

- Totale soortenrijkdom.

*Hypothese: Vegetatie sparen kan leiden tot meer mogelijkheden voor soorten om tot ontwikkeling te komen, waardoor de soortenrijkdom toeneemt. Echter, door de hoge voedselrijkdom en grote lichtbeschikbaarheid is de kans aanzienlijk dat er al gauw sprake is van dominantie van bepaalde soorten, zoals liesgras of riet, waardoor de soortenrijkdom als gevolg van concurrentie ook zou kunnen afnemen.*

- Aantal en abundantie (gemiddelde bedekking per taxon) indicatortaxa (taxa met indicatorscore 1-3 R4-R6 en indicatorscore 1-2 R19-R20 overige waterflora KRW maatlaten R4-R6; Van der Molen et al., 2018).

*Hypothese: Vegetatie sparen kan leiden tot meer mogelijkheden voor soorten om tot ontwikkeling te komen, waardoor ook indicatoren meer kansen krijgen. Echter zijn de indicatoren over het algemeen sterker gebonden aan specifieke milieumomstandigheden zoals een relatief lage voedselrijkdom of de aanvoer van specifieke mineralen via kwel. Het is dan ook de vraag of deze soorten terugkeren of sterk toenemen op het moment dat alleen het maaibeheer verandert.*

Specifiek wordt op basis van de milieupreferenties in het botanisch basisregister (CBS, 1993) naar de volgende factoren gekeken:

- Aantal en abundantie (gemiddelde bedekking per soort) stromingsminnende planten (indicatorwaarde taxa minimaal voorkomend in langzaam stromend water  $\geq 2$ ; CBS, 1993).

*Hypothese: Stroombaanvegetatie knijpt de stroming waardoor de stroomsnelheid op de overgang vegetatie waterkolom toeneemt en waarvan stromingsindicatoren kunnen profiteren.*

- Aantal en abundantie (gemiddelde bedekking per taxon) taxa van voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden (indicatorwaarde taxa 1 of 2; CBS, 1993).

*Hypothese: Vegetatie hoopt organisch materiaal/slib op wat leidt tot organische belasting en bij afbraak tot voedingsstoffenverrijking. Dit leidt tot een afname van planten van voedselarme tot matig voedselrijke omstandigheden.*

Om te bepalen of er sprake is van generieke effecten van stroombaanmaaien op de bovengenoemde parameters is het noodzakelijk een standaardisatie door te voeren die corrigeert voor de locatie-specifieke verschillen in de parameters. Immers verschillen de levensgemeenschappen tussen beken en in een nog grotere mate tussen de verschillende regio's. De effecten van het maaibeheer zijn daarom geanalyseerd aan de hand van de Osenberg response ratio (Osenberg et al., 1997). Deze dimensieloze maat maakt het mogelijk het effect van herstel op verschillende parameters direct te kunnen vergelijken (Kail et al., 2015):

$$r_m = \ln \left( \frac{1 + X_H}{1 + X_C} \right)$$

waarbij  $X_H$  and  $X_C$  de waarden voor de parameters gemeten in de stroombaanmaaien-trajecten en de regulier gemaaide trajecten zijn. Een  $r_m$  groter dan nul geeft een positief effect van de maatregel weer (bijvoorbeeld een hogere taxonrijkdom), een getal kleiner dan nul een negatief effect (bijvoorbeeld een lagere taxonrijkdom). Voor de locaties waar gedurende twee jaar is gemeten is telkens het laatste meetjaar genomen om de effecten aan af te leiden, zodat de levensgemeenschap de maximale tijd gehad heeft om zich aan te passen aan de nieuwe omstandigheden. Het opnemen van meerdere monsters van dezelfde locatie zorgt namelijk voor een over-representatie ten opzichte van de locaties waarvan maar een meetjaar beschikbaar was.

De significantie van het effect per parameter is bepaald met One sample t-tests met een toetswaarde van 0 (significantiedrempel  $P < 0.05$ ), waarbij gekeken is of de  $r_m$  significant afweek van 0.

De locaties waar twee jaar gemeten is zijn gebruikt om te onderzoeken of er sprake was van een structurele stijging of daling van de waarde van de parameters in de tijd, bijvoorbeeld door veranderende omstandigheden als gevolg van vegetatiesuccessie of biomassatoename. De Osenberg response ratio's voor het eerste en het tweede meetjaar zijn per parameter getoetst met Paired-samples t-tests om te bepalen of er sprake was van een generiek verschil (significantiedrempel  $P < 0.05$ ).

#### *Respons van plantensoorten op stroombaanmaaien*

Vervolgens is onderzocht of er planten zijn die een uitgesproken voorkeur hebben voor de trajecten waar stroombaanmaaien wordt toegepast. Op basis van een combinatie van de frequentie van voorkomen en de abundantie is bepaald of bepaalde soorten significant vaker voorkomen in de stroombaanmaaien-trajecten ten opzichte van de regulier gemaaide trajecten. Hiervoor is de Indicator Value (IndVal) analysis-techniek gebruikt (Duf r ne & Legendre, 1997). Een IndVal-score van 100% wordt bereikt wanneer alle individuen van een taxon bij slechts één vorm van maaibeheer wordt aangetroffen en wanneer deze in alle opnamen die bij deze maaivorm horen gevonden is. Een waarde van 25% voor de IndVal score is aangehouden als drempelwaarde, wat wil zeggen dat het desbetreffende taxon tenminste in de helft van de monsters is gevonden met een relatieve abundantie in die groep van meer dan 50%. De significantie van de toewijzing van de taxa is getest met een Monte Carlo permutatietest (9999 permutaties, significantie  $P < 0.05$ ).

#### *Samenstelling levensgemeenschap en de relatie met milieuomstandigheden*

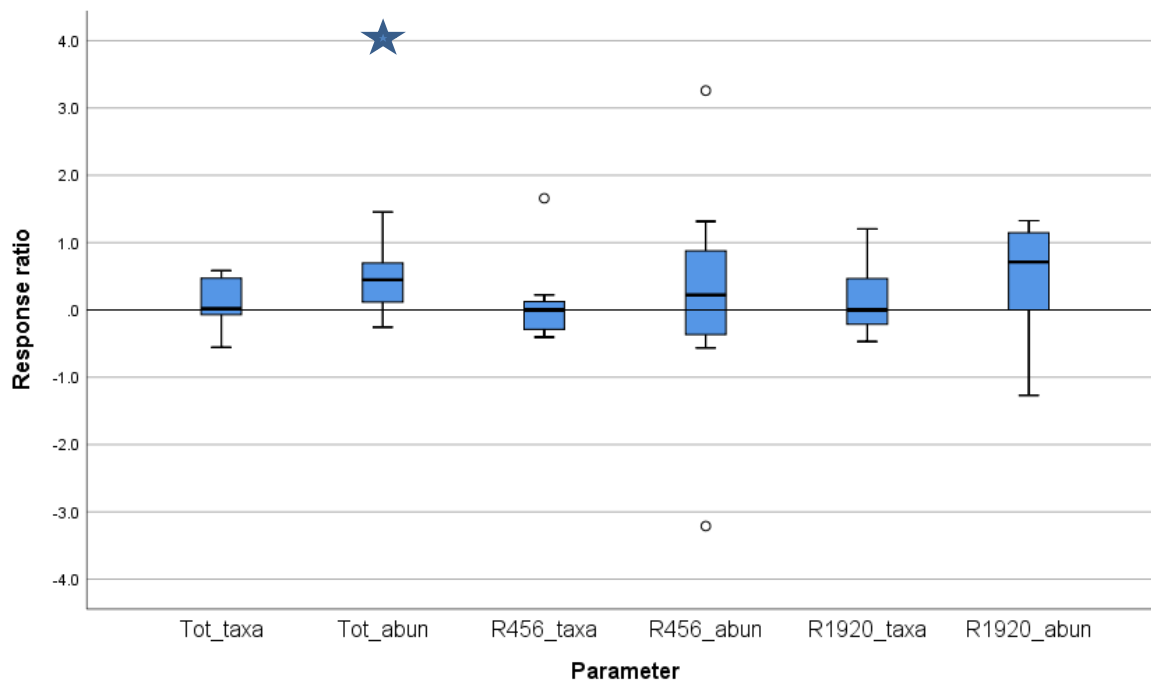
Om de variatie in samenstelling van de levensgemeenschappen binnen de dataset te bepalen is een Detrended Correspondence Analysis (DCA) op segmenten uitgevoerd met *downweighting* van de zeldzame taxa. Om een overheersend effect van ofwel zeer dominante of zeer zeldzame taxa te voorkomen zijn daarnaast alle abundanties  $\log_2(x+1)$  getransformeerd en zijn taxa die maar eenmaal zijn aangetroffen buiten beschouwing gelaten. In deze ordinatie worden monsters met een vergelijkbare taxonsamenstelling bij elkaar in een multidimensionale ruimte geplaatst. De rangschikking wordt langs verschillende assen geprojecteerd in een ordinatiediagram. Ter interpretatie zijn in dit diagram ook de milieuvariabelen geprojecteerd als *supplementary variables*, wat wil zeggen dat ze geen invloed uitoefenen op de rangschikking van de monsterpunten in de ordinatie. Met behulp van een directe analyse, een Canonical Correspondence Analysis, zijn vervolgens de milieuvariabelen gekoppeld aan de ligging van de monsters in het ordinatiediagram. In de berekening worden bij de verschillende ordinatie-assen de milieuvariabelen gezocht die het grootste gedeelte van de variatie langs die ordinatie-as verklaren. Met behulp van voorwaartse selectie van variabelen is op basis van een Monte Carlo-permutatietest bepaald welke milieuvariabelen de variatie in de respons van de taxa het beste verklaarden. De significantie van individuele parameters is gecorrigeerd voor herhaaldelijk testen met behulp van een Holm-correctie. De ordinaties zijn uitgevoerd met het programma Canoco 5.12.

### **2.2.3 Resultaten**

Effecten van stroombaanmaaien op taxonrijkdom, abundantie en milieu- en habitatpreferenties macrofauna

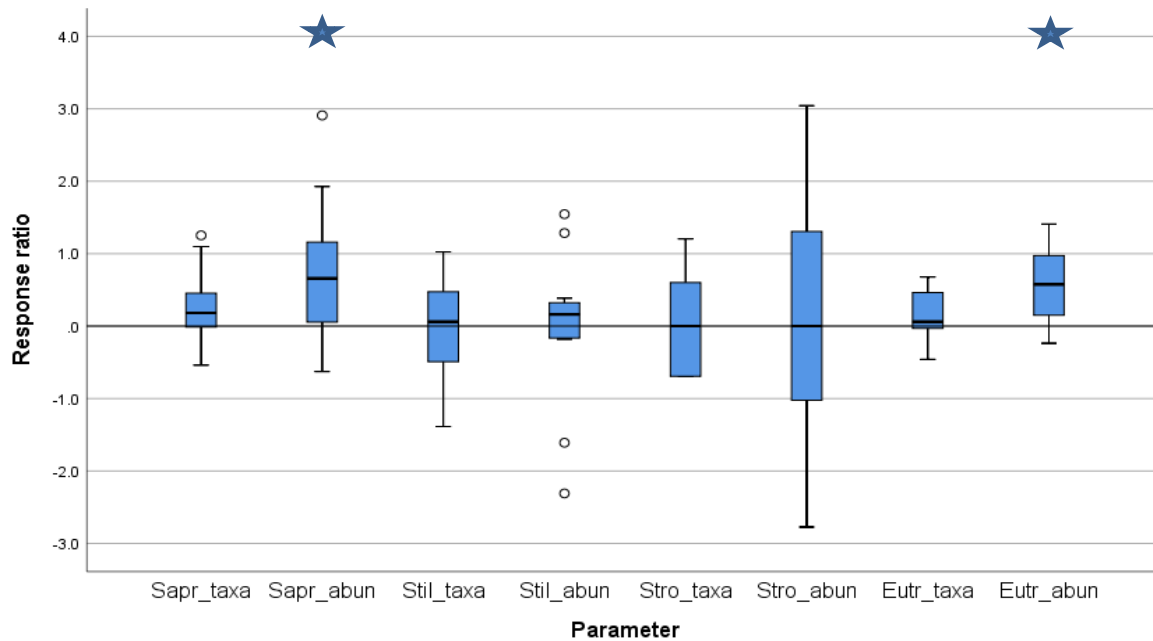
In totaal zijn 506 taxa aangetroffen in de onderzochte beken. Het bleek dat de stroombaanmaaitrajecten structureel meer individuen bevatten dan regulier gemaaide trajecten ( $t = 3.070$ ,  $P = 0.012$ ), maar niet verschilden in totale taxonrijkdom (Figuur 2.2). Ook in het aantal indicatoren voor zowel laaglandbeken als moerasbeken werden geen verschillen gevonden tussen de stroombaanmaaien en controletrajecten. In totaal bevat de dataset 305 taxa waarvoor scores beschikbaar zijn (60% van het totaal) voor één of meer parameters in de milieu- en habitatpreferentielijst.

Uit een analyse van de milieu- en habitatpreferenties bleek dat zowel de abundantie van  $\alpha$ -mesosaprobe tot polysaprobe taxa ( $t = 2.414$ ,  $P = 0.036$ ) als de meso-eutrofe tot eutrofe taxa ( $t = 3.337$ ,  $P = 0.008$ ) toenam (Figuur 2.3). Dit geeft aan dat er in de stroombaanmaaitrajecten relatief meer individuen aanwezig zijn van taxa met een voorkeur voor organisch belaste en geeutrofiëerde omstandigheden. Het aantal taxa en hun abundantie met specifieke stromings- en substraatvoorkeuren verschilde niet tussen beide trajecttypen (Figuur 2.4). Voor de meeste parameters was de variatie in response ratio's aanzienlijk, zowel positief als negatief, wat aangeeft dat er wel lokale effecten optraden van het stroombaanmaaien.



**Figuur 2.2.** Vergelijking tussen stroombaanmaaitrajecten en regulier gemaaide trajecten ( $n = 11$ ) voor de parameters totale macrofauna-taxonrijkdom (Tot\_taxa) en -abundantie (Tot\_abun), het aantal indicatoren voor laaglandbeken (R456\_taxa) en moerasbeken (R1920\_taxa) en hun abundanties (R456\_abun, R1920\_abun). Dit is uitgedrukt in de response ratio  $\Delta_{rm}$  naar Osenberg et al. (1997), waarvan de box de mediaan en 25-75% percentiel weergeven, de whiskers de spreiding zonder de outliers en de stippen de outliers. Een response ratio van nul wil zeggen dat er geen verschil is tussen de trajecten, een positieve waarde geeft een hogere waarde in het stroombaanmaaitraject ten opzichte van het controletraject weer en een negatieve waarde een lagere waarde. Het sterretje geeft de parameter aan die significant afwijkt van nul.

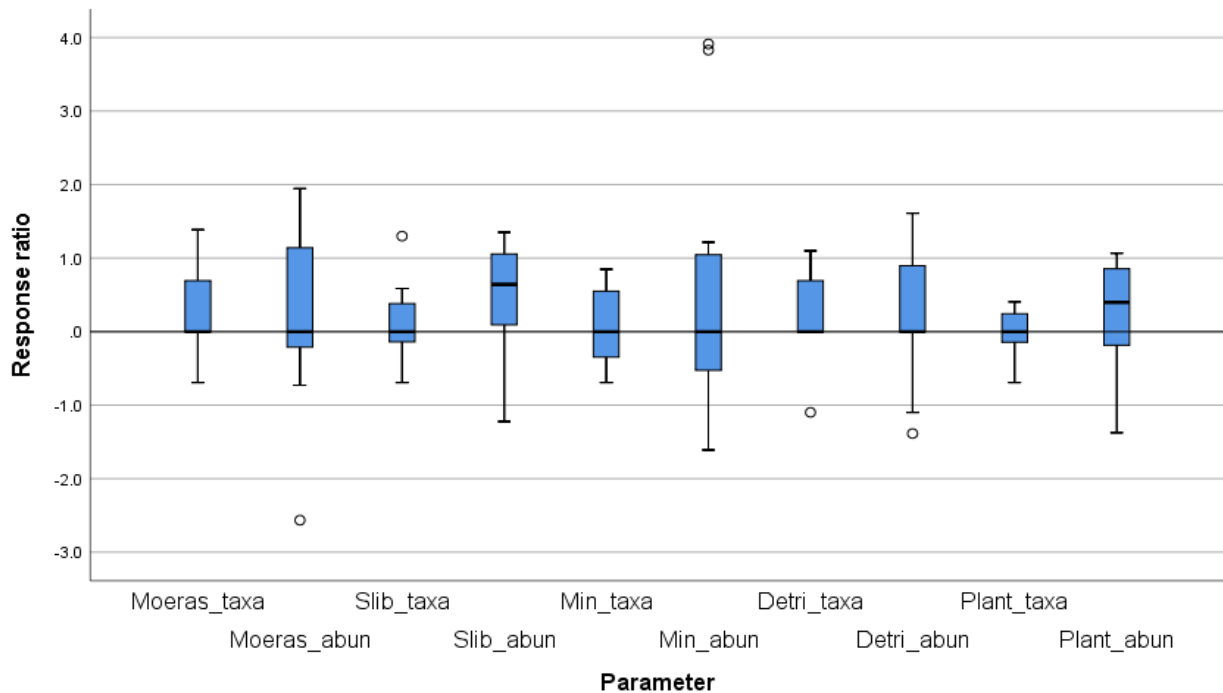
**Figure 2.2.** Comparison between the two-sided unmowed stream sections and the regularly mown sections ( $n=11$ ) for the parameters total macroinvertebrate richness (Tot\_taxa) and -abundance (Tot\_abun), the number of indicator taxa for lowland streams (R456\_taxa) and stream valley marshes (R1920\_taxa) and their abundances (R456\_abun, R1920\_abun). Values are expressed as response ratios  $\Delta_{rm}$  based on Osenberg et al. (1997), boxes show the median and the 25-75% percentile, whiskers the range without outliers and dots the outliers. A response ratio of zero indicates no difference among sections, a positive value a higher value in two-sided no mowing section in comparison to the regularly mown section and a negative value a lower value. Significant differences are indicated with a star.



**Figuur 2.3.** Vergelijking tussen stroombaanmaaientrajecten en regulier gemaaide trajecten ( $n = 11$ ) van de preferenties van de macrofauna voor waterkwaliteit en stroming. Het aantal taxa en hun abundantie is weergegeven voor een voorkeur voor organisch belaste omstandigheden (Sapr\_taxa en Sapr\_abun), stagnant water (Stil\_taxa en Stil\_abun), matig tot snelstromend water (Stro\_taxa en Stro\_abun) en voedselrijke omstandigheden (Eutr\_taxa en Eutr\_abun). Voor een toelichting van de scores zie bijschrift Figuur 2.2. Sterretjes geven de parameters aan die significant afwijken van nul (geen verschil).

**Figure 2.3.** Comparison between the two-sided unmowed stream sections and the regularly mown sections ( $n=11$ ) for the macroinvertebrate preferences for water quality and current velocity. The number of taxa and their abundance is shown for a preference for sites with a high organic load (Sapr\_taxa en Sapr\_abun), no flow (Stil\_taxa en Stil\_abun), medium to fast flowing water (Stro\_taxa en Stro\_abun) and eutrophic conditions (Eutr\_taxa en Eutr\_abun). For a further explanation of the scores see the caption of figure 2.2. Significant differences are indicated with a star.





**Figuur 2.4.** *Vergelijking tussen stroombaanmaaientrajecten en regulier gemaaide trajecten (n = 11) op basis van de habitatvoorkeur van macrofauna. Het aantal taxa en hun abundantie is weergegeven voor een voorkeur voor moerassen (Moeras\_taxa en Moeras\_abun) en de substraten slib (Slib\_taxa en Slib\_abun), mineraal substraat (Min\_taxa en Min\_abun), detritus (Detri\_taxa en Detri\_abun) en waterplanten (Plant\_taxa en Plant\_abun). Voor een toelichting van de scores zie bijschrift Figuur 2.2. Geen van de parameters week af van nul.*

**Figure 2.4.** *Comparison between the two-sided unmowed stream sections and the regularly mown sections (n = 11) for the macroinvertebrate habitat preferences. The number of taxa and their abundance is shown with a preference for marshes (Moeras\_taxa en Moeras\_abun), the substrates silt (Slib\_taxa en Slib\_abun), mineral substrate (Min\_taxa en Min\_abun), detritus (Detri\_taxa en Detri\_abun) and aquatic plants (Plant\_taxa en Plant\_abun). For a further explanation of the scores see the caption of figure 2.2. None of the parameters was significantly different.*

Een vergelijking tussen de respons in het eerste jaar en het tweede jaar in de trajecten die twee jaar bemonsterd zijn liet zien dat zowel het aantal taxa dat het substraat slib prefereerde ( $t = 3.052$ ,  $p = 0.022$ ) als de abundantie van deze taxa ( $t = 3.651$ ,  $p = 0.011$ ) in het tweede jaar minder sterk was dan in het eerste jaar. Dit wil zeggen dat er in jaar 1 meer slibminnende taxa en individuen aanwezig waren in de stroombaanmaaietrajecten ten opzichte van de regulier gemaaide trajecten en dat dit verschil tussen de trajecten in jaar 2 kleiner was. Wanneer de absolute aantallen bekeken werden die de basis vormden van de response ratio bleek dat op het merendeel van de locaties het aantal slibprefererende taxa en hun abundantie was toegenomen, waardoor het verschil tussen de trajecten kleiner geworden was (Bijlage 1). De andere parameters verschilden niet tussen de jaren.

*Zijn er specifieke macrofaunataxa die een voorkeur hebben voor de stroombaanmaaietrajecten?*

De generieke analyse hierboven liet zien dat een significant effect van stroombaanmaaien op de macrofauna-abundantie en -voorkeur voor saprobe en eutrofe omstandigheden oplevert. Werd er naar de frequentie van voorkomen en de abundantie van afzonderlijke taxa gekeken dan was het enige taxon dat structureel vaker en in hogere aantallen in stroombaanmaaietrajecten gevonden werd de erwtenmossel *Pisidium* spp. ( $IV = 74.4$ ,  $P = 0.041$ ; Tabel 2.3).

Dit wil overigens niet zeggen dat dit het enige taxon was dat bijdroeg aan de gevonden generieke verschillen, omdat de IndVal analyse zowel een hoge frequentie van voorkomen op de locaties als een hoge abundantie nodig heeft om significante resultaten te geven. Taxa die weinig voorkomen dragen hierdoor minder bij ten opzichte van de generieke analyse.

**Tabel 2.3.** IndVal-scores (IV) taxa (drempelwaarde IV  $\geq 25$ ) en de significantie van de mate van binding met of de stroombaanmaaientrajecten (stb) of de reguliere trajecten (reg) (Monte Carlo permutatietests, significantiedrempel  $P < 0.05$ ).

**Table 2.3.** IndVal-scores (IV) taxa (threshold IV  $\geq 25$ ) and the significance of the fidelity with two-sided no mowing sections (stb) of the regularly mown sections (reg) (Monte Carlo permutation tests, significance threshold  $P < 0.05$ ).

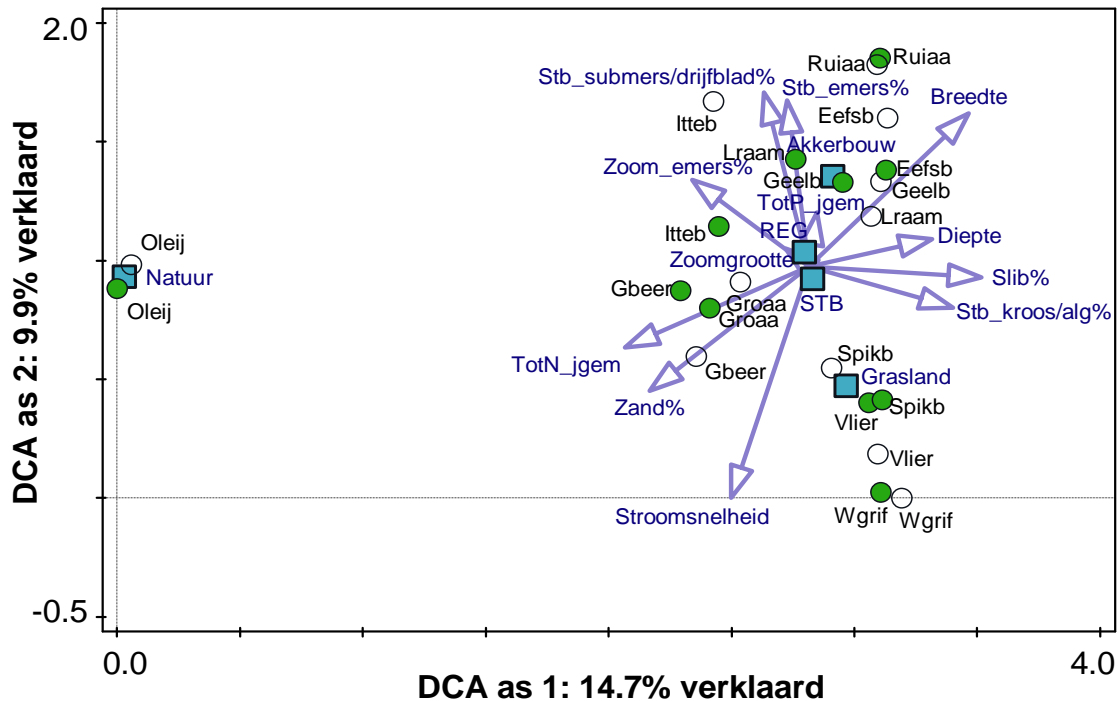
Taxonnaam	Groep	Preferent trajecttype	IV	P
<i>Ablabesmyia longistyla</i>	IDCHI	stb	40.5	0.512
<i>Anisus vortex</i>	MOGAS	stb	51.9	0.342
<i>Arrenurus albator</i>	ARACH	stb	30.4	0.700
<i>Arrenurus crassicaudatus</i>	ARACH	stb	31.3	0.406
<i>Arrenurus globator</i>	ARACH	stb	44.7	0.325
<i>Asellus aquaticus</i>	CRISO	stb	48.1	0.558
<i>Bithynia leachi</i>	MOGAS	stb	46.5	0.650
<i>Bithynia tentaculata</i>	MOGAS	stb	43.4	0.556
<i>Caenis horaria</i>	INEPH	stb	31.4	0.329
<i>Cataclysta lemnae</i>	INLEP	reg	27.3	0.467
Ceratopogonidae	IDREM	stb	68.5	0.228
<i>Clinotanytus nervosus</i>	IDCHI	stb	36.4	0.453
<i>Cloeon dipterum</i>	INEPH	reg	38.9	0.836
Corixidae	INHET	stb	43.5	0.736
<i>Corynoneura scutellata</i> agg.	IDCHI	reg	35.1	0.691
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	CRAMP	stb	49.7	0.407
<i>Cricotopus bicinctus</i>	IDCHI	stb	26.2	0.705
<i>Cricotopus sylvestris</i>	IDCHI	stb	38.1	0.882
<i>Dicrotendipes nervosus</i>	IDCHI	stb	25.5	0.559
<i>Elophila nymphaeata</i>	INLEP	reg	31.5	0.217
<i>Endochironomus tendens</i>	IDCHI	stb	26.5	0.773
<i>Enochrus</i>	INCOL	stb	28.6	0.419
<i>Erpobdella octoculata</i>	APHIR	stb	48.7	0.056
<i>Ferrissia fragilis</i>	MOGAS	stb	27.3	0.212
<i>Gammarus pulex</i>	CRAMP	stb	27.0	0.591
<i>Graptodytes pictus</i>	INCOL	stb	27.3	0.223
<i>Gyraulus albus</i>	MOGAS	reg	27.3	0.970
<i>Gyraulus crista</i>	MOGAS	stb	28.6	0.327
<i>Haliphus</i>	INCOL	stb	35.3	0.774
<i>Helius</i>	IDREM	stb	29.1	0.296
<i>Hippeutis complanatus</i>	MOGAS	stb	37.7	0.199
<i>Ischnura elegans</i>	INODO	stb	47.2	0.329
<i>Limnephilus flavicornis/marmoratus</i>	INTRI	stb	27.3	0.233
<i>Limnephilus lunatus</i>	INTRI	stb	39.5	0.824
<i>Limnesia fulgida</i>	ARACH	stb	33.3	0.198

Taxonnaam	Groep	Preferent trajecttype	IV	P
<i>Limnesia maculata</i>	ARACH	stb	25.3	0.660
<i>Limnophyes</i>	IDCHI	reg	29.1	0.357
Lumbricidae	APOLI	reg	27.3	0.237
<i>Lumbriculus variegatus</i>	APOLI	reg	26.0	0.853
<i>Microvelia reticulata</i>	INHET	reg	31.3	0.294
<i>Nais</i>	APOLI	reg	43.2	0.297
<i>Nanocladius</i>	IDCHI	stb	25.8	0.453
<i>Noterus clavicornis</i>	INCOL	reg	31.8	0.441
<i>Notonecta</i>	INHET	stb	28.9	0.984
<i>Ophidonais serpentina</i>	APOLI	stb	28.9	0.634
<i>Orthocladius</i>	IDCHI	stb	39.2	0.174
<i>Parachironomus arcuatus</i> gr.	IDCHI	stb	26.2	0.333
<i>Paratanytarsus</i>	IDCHI	stb	48.0	0.193
<i>Phaenopsectra</i>	IDCHI	stb	45.3	0.563
<i>Physa fontinalis</i>	MOGAS	stb	32.3	0.613
<i>Piona variabilis</i>	ARACH	stb	27.3	0.262
<b>Pisidium</b>	<b>MOBIV</b>	<b>stb</b>	<b>74.7</b>	<b>0.041</b>
<i>Planorbarius corneus</i>	MOGAS	stb	30.0	0.610
<i>Planorbis carinatus</i>	MOGAS	stb	34.2	0.886
<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	APTUR	reg	46.9	0.500
<i>Polypedilum</i>	IDCHI	reg	44.4	0.510
<i>Proasellus</i>	CRISO	stb	34.1	0.256
<i>Procladius</i>	IDCHI	stb	61.6	0.208
<i>Psectrocladius</i>	IDCHI	stb	39.7	0.171
<i>Radix balthica</i> gr.	MOGAS	stb	26.5	0.699
<i>Schmidtea</i>	APTUR	reg	32.4	0.651
<i>Sphaerium</i>	MOBIV	reg	44.4	0.652
<i>Stylaria lacustris</i>	APOLI	stb	31.5	0.905
<i>Tanytarsus</i>	IDCHI	stb	40.4	0.412
<i>Triaenodes bicolor</i>	INTRI	reg	30.7	0.440
Tubificidae	APOLI	stb	65.5	0.105

#### Samenstelling macrofaunalevensgemeenschappen en de relatie met milieuomstandigheden op de locaties

Uit de DCA-ordinatiediagrammen van de monsters van de stroombaanmaaientrajecten en regulier gemaaide trajecten bleek dat de trajecten waar stroombaanmaaien werd uitgevoerd een vergelijkbare faunasamenstelling hadden als de bijbehorende regulier gemaaide trajecten. Uit de in de diagrammen geprojecteerde milieuvariabelen valt af te leiden dat de rol van het maaibeheer in het verklaren van de macrofaunasamenstelling ten opzichte van andere parameters klein is. De afwijking van de monsters van de Oude Leij ten opzichte van de andere locaties is verklaarbaar gezien de afwijkende omstandigheden in deze beek ten opzichte van de andere beken in de dataset; smal, grenzend aan een natuurgebied. Wordt er een directe ordinatie uitgevoerd CCA met voorwaartse selectie van variabelen dan wordt dit beeld bevestigd. De combinatie van landgebruikcategoriën (natuur 14.3% verklaard,  $F = 3.3$ ,  $P = 0.002$ ; grasland/akker 7.8% verklaard,  $F = 2.0$ ,  $P = 0.002$ ), stroomsnelheid (8.5% verklaard,  $F = 2.1$ ,  $P = 0.001$ ), bedekkingspercentage van het substraat zand (6.2%,  $F = 1.7$ ,  $P = 0.022$ ) en bedekking met kroos en alg van de watergang (5.7%,  $F = 1.6$ , ( $P = 0.042$ )) verklaren de variatie in taxonsamenstelling

het beste. Stroomsnelheid lijkt een belangrijke factor op de tweede ordinatie-as, waarlangs de beken die ten tijde van de bemonstering geen of amper stroomden worden gescheiden van de beken waar wel enige stroming werd gemeten.



**Figuur 2.5.** DCA macrofaunasamenstelling stroombaanmaaien (gekleurde bolletjes) en regulier gemaaide trajecten (transparante bolletjes). Des te kleiner de afstand tussen de bolletjes, des te meer lijkt de faunasamenstelling op elkaar. Milieuvariabelen zijn geprojecteerd als pijlen (continue variabelen met een toename van de variabele in de richting van de pijl) of vierkantjes (factoren, landgebruikscategorieën, maaibeheer). Deze variabelen hebben geen invloed op de ligging van de monsterpunten in het ordinatiediagram (supplementary variables). Afkortingen beeknamen zie Tabel 2.1.

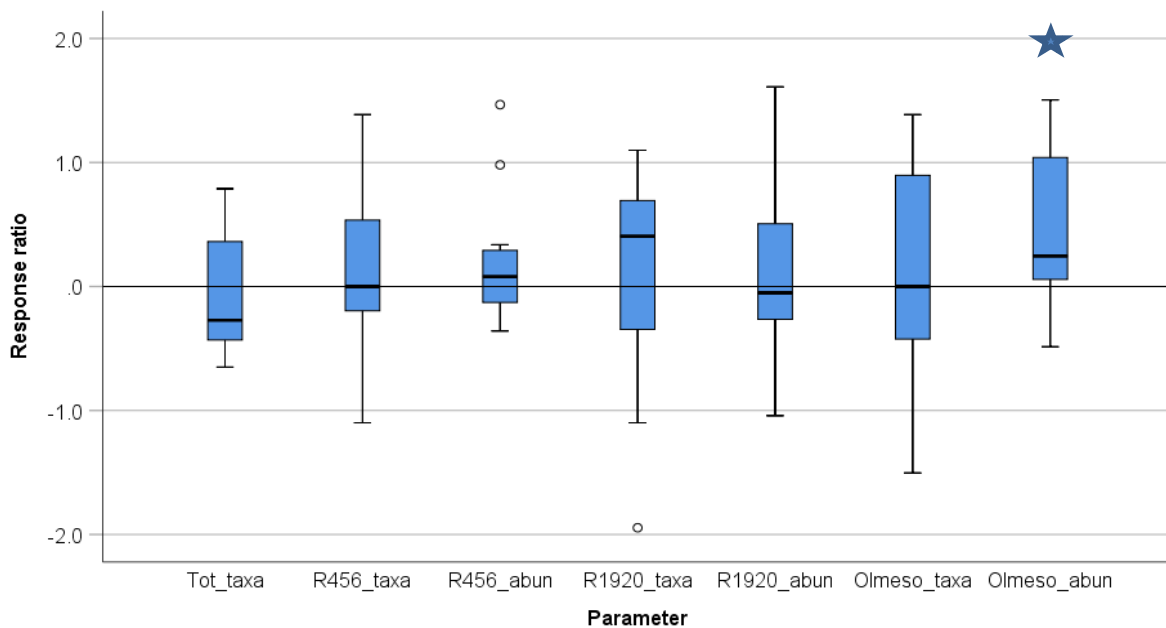
**Figure 2.5.** DCA macroinvertebrate community composition two sided no mowing sections (coloured dots) and regularly mown sections (unfilled dots). The closer the dots are together, the more similar the assemblage composition. Environmental variables are projected as arrows (continuous values with an increase in of the variable in the direction of the arrow) or squares (factors, land use categories, mowing). These variables have no influence om the positioning of the sites in the ordination diagram (supplementary variables). For the abbreviations of stream names see table 2.1.

#### Effecten van stroombaanmaaien op de taxonrijkdom, abundantie en milieu- en habitatpreferenties van de vegetatie

In totaal zijn 151 plantentaxa aangetroffen in de oeverzone en de open water zone (de stroombaan in het geval van de stroombaanmaaietrajecten) in de onderzochte beken. Het bleek dat de totale taxonrijkdom en de rijkdom en bedekking van indicatortaxa van de beektypen (R4, R5, R6) en de moerasbeektypen (R19, R20) in de oeverzone niet significant verschilden tussen de stroombaanmaaien en de regulier gemaaide trajecten (Figuur 2.6). Wel bleek dat taxa met een voorkeur voor oligo- of mesotrofe omstandigheden een hogere bedekking hadden in de oeverzone van stroombaanmaaietrajecten ( $t = 2.34$ ,  $P = 0.042$ ). Het ging hierbij om de bedekking in de oevervegetatie van de volgende taxa: *Angelica sylvestris*, *Callitriche brutia*, *Carex acuta*, *C. pseudocyperus*, *C. remota*, *Chamerion angustifolium*, *Eleocharis acicularis*, *E. multicaulis*, *Elodea canadensis*, *Equisetum fluviatile*, *Eupatorium cannabinum*, *Festuca rubra*, *Filipendula ulmaria*, *Holcus mollis*, *Hottonia palustris*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Juncus acutiflorus*, *J. bulbosus*,

*J. conglomeratus*, *J. effusus*, *Lotus pedunculatus*, *Luronium natans*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia nummularia*, *L. thyrsoflora*, *L. vulgaris*, *Lythrum portula*, *Mentha aquatica*, *Myosotis laxa*, *Oenanthe aquatica*, *Peucedanum palustre*, *Potamogeton compressus*, *P. obtusifolius*, *P. trichoides*, *Rumex acetosa*, *Salix cinerea*, *Scirpus sylvaticus*, *Scutellaria galericulata*, *Solanum dulcamara*, *Sparganium emersum*, *Stellaria graminea* en *Vicia cracca*. De taxonrijkdom verschilde echter niet tussen de trajecten voor deze oligo- of mesotrofe taxa. Net zoals voor de macrofauna gold ook voor de vegetatie dat de meeste parameters een aanzienlijke variatie in response ratio's lieten zien met zowel positieve als negatieve ratio's, wat aangeeft dat er wel lokale effecten optraden van het stroombaanmaaien.

Voor de vegetatie in de stroomgeul werden geen verschillen gevonden tussen de stroombaanmaaien- en regulier gemaaide trajecten (Figuur 2.7).

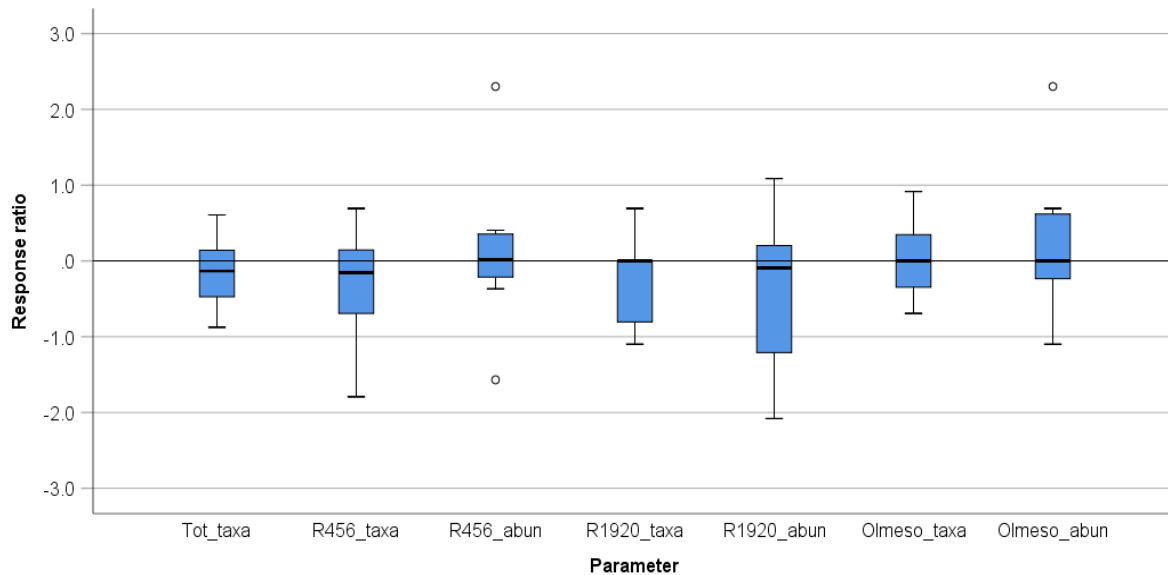


**Figuur 2.6.** Vergelijking van de oevervegetatie stroombaanmaaientrajecten en regulier gemaaide trajecten ( $n = 11$ ) voor de parameters totale soortenrijkdom (*Tot\_taxa*), het aantal indicatoren voor laaglandbeken (*R456\_taxa*) en moerasbeken (*R1920\_taxa*) en hun bedekking (*R456\_abun*, *R1920\_abun*). Ook is het aantal taxa en hun bedekking weergegeven voor planten met een voorkeur voor oligo- tot mesotrofe omstandigheden (*Olmeso\_taxa* en *abun*). De respons is uitgedrukt in de response ratio  $\Delta r_m$  naar Osenberg et al. (1997), waarvan de box de mediaan en 25-75% percentiel weergeven, de whiskers de spreiding zonder de outliers en de stippen de outliers. Een response ratio van nul wil zeggen dat er geen verschil is tussen de trajecten, een positieve waarde geeft een hogere waarde in het stroombaanmaaientraject ten opzichte van het controletraject weer en een negatieve waarde een lagere waarde. Het sterretje geeft de parameter aan die significant afwijkt van nul.

**Figure 2.6.** Comparison for the bank vegetation between the two-sided unmowed stream sections and the regularly mown sections ( $n=11$ ) for the parameters total richness (*Tot\_taxa*), the number of indicator taxa for lowland streams (*R456\_taxa*) and stream valley marshes (*R1920\_taxa*) and its proportional cover (*R456\_abun*, *R1920\_abun*). Also the number of taxa and its cover for plants with a preference for oligotrophic to mesotrophic conditions (*Olmeso\_taxa* en *abun*) is given. Values are expressed as response ratios  $\Delta r_m$  based on Osenberg et al. (1997), boxes show the median and the 25-75% percentile, whiskers the range without outliers and dots the outliers. A response ratio of zero indicates no difference among sections, a positive value a higher value in two-sided no mowing section in comparison to the regularly mown section and a negative value a lower value. Significant differences are indicated with a star.

De preferentie voor stromend water kon niet verder worden geanalyseerd, omdat er slechts één stromingsminnende plantensoort is aangetroffen in de beken. Dit betrof haaksterrenkroos (*Callitriche brutia*) in zowel het stroombaanmaaaien- als regulier gemaaid traject in de Oude Leij.

Tenslotte was er zowel in de oeverzone als in het open water van de stroombaan geen verschil in respons in alle onderzochte parameters tussen het eerste en het tweede meetjaar op de acht locaties waar twee jaar achter elkaar gemeten was.



**Figuur 2.7.** Vergelijking vegetatie in de stroomgeul in de stroombaanmaaientrajecten en regulier gemaaid trajecten ( $n = 11$ ) voor de parameters totale soortenrijkdom (*Tot\_taxa*), het aantal indicatoren voor laaglandbeken (*R456\_taxa*) en moerasbeken (*R1920\_taxa*) en hun bedekking (*R456\_abun*, *R1920\_abun*). Ook is het aantal taxa en hun bedekking weergegeven voor planten een voorkeur voor oligo- tot mesotrofe omstandigheden (*Olmeso\_taxa* en *abun*). Zie bijschrift figuur 2.6 voor een toelichting van de respons

**Figure 2.7.** Comparison for the vegetation in the open water between the two-sided unmowed stream sections and the regularly mown sections ( $n=11$ ) for the parameters total richness (*Tot\_taxa*), the number of indicator taxa for lowland streams (*R456\_taxa*) and stream valley marshes (*R1920\_taxa*) and its proportional cover (*R456\_abun*, *R1920\_abun*). Also the number of taxa and its cover for plants with a preference for oligotrophic to mesotrophic conditions (*Olmeso\_taxa* en *abun*) is given. For a further explanation of the scores see the caption of figure 2.2.

*Zijn er specifieke plantentaxa die een voorkeur hebben voor de stroombaanmaaitrajecten?*

Werd er naar de frequentie van voorkomen en de abundantie van afzonderlijke plantentaxa gekeken, dan bleek dat er geen taxa waren die een significante voorkeur hadden voor trajecten waar stroombaanmaaaien plaatsvond ten opzichte van trajecten met een regulier maaibeheer (Tabel 2.4). De hogere bedekking van taxa met een voorkeur voor oligo- of mesotrofe omstandigheden in de oeverzone van stroombaanmaaientrajecten uit de generieke analyse was dus niet terug te herleiden tot specifieke taxa die structureel meer voorkwamen.

**Tabel 2.4.** IndVal-scores (IV) taxa (drempelwaarde IV  $\geq 25$ ) en de significantie van de mate van binding met of de stroombaanmaaientrajecten (stb) of de reguliere trajecten (reg) (Monte Carlo permutatietests, significantiedrempel  $P < 0.05$ ).

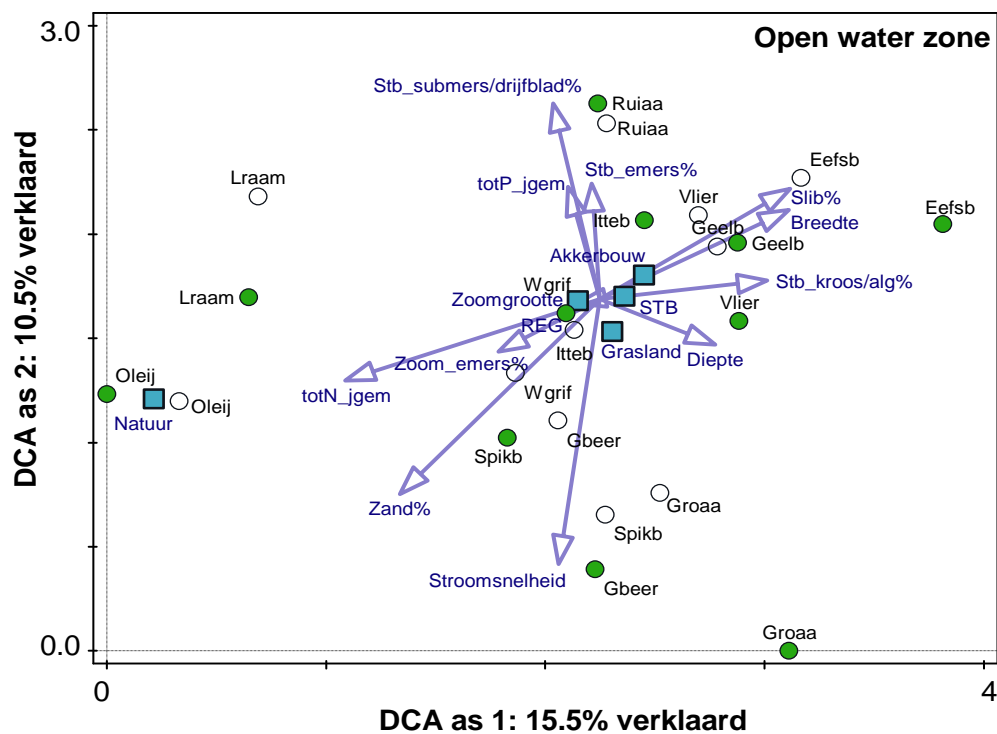
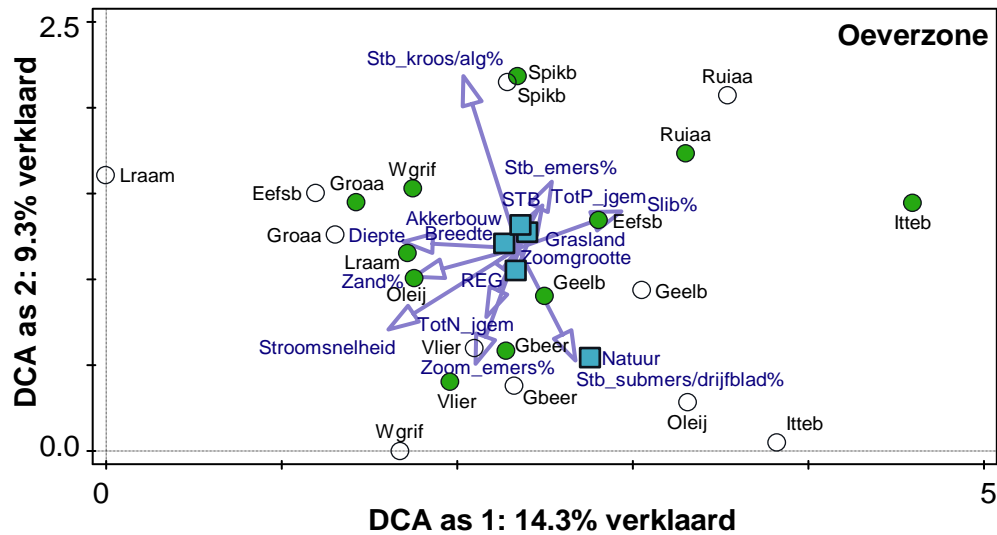
**Table 2.4.** IndVal-scores (IV) taxa (threshold IV  $\geq 25$ ) and the significance of the fidelity with two-sided no mowing sections (stb) of the regularly mown sections (reg) (Monte Carlo permutation tests, significance threshold  $P < 0.05$ ).

Taxon		Preferent trajecttype	IV	P
<b>Oeverzone</b>				
Blaartrekkende boterbloem	<i>Ranunculus sceleratus</i>	reg	25.2	0.402
Gele lis	<i>Iris pseudacorus</i>	stb	43.1	0.290
Gestreepte witbol	<i>Holcus lanatus</i>	reg	36.5	0.126
Grote brandnetel	<i>Urtica dioica</i>	reg	39.2	0.436
Grote egelskop	<i>Sparganium erectum</i>	stb	27.6	0.851
Haagwinde	<i>Convolvulus sepium</i>	stb	36.0	0.259
Klein kroos	<i>Lemna minor</i>	reg	29.3	0.314
Kruipende boterbloem	<i>Ranunculus repens</i>	reg	33.9	0.145
Lidrus	<i>Equisetum palustre</i>	stb	25.0	0.208
Liesgras	<i>Glyceria maxima</i>	stb	50.6	0.147
Melkeppe	<i>Peucedanum palustre</i>	reg	27.3	0.218
Moerasvergeet-mij-nietje	<i>Myosotis scorpioides</i>	stb	32.5	0.374
Moeraswalstro	<i>Galium palustre</i>	reg	30.3	0.535
Rietgras	<i>Phalaris arundinacea</i>	reg	45.6	0.993
Wolfspoot	<i>Lycopus europaeus</i>	reg	34.1	0.254
Zwart tandzaad	<i>Bidens frondosa</i>	reg	26.9	0.948
<b>Stroombaan/open water zone</b>				
Drijvend fonteinkruid	<i>Potamogeton natans</i>	reg	39.2	0.230
Gele plomp	<i>Nuphar lutea</i>	reg	33.8	0.508
Grote egelskop	<i>Sparganium erectum</i>	reg	27.7	0.854
Klein kroos	<i>Lemna minor</i>	reg	39.8	0.763
Kleine egelskop	<i>Sparganium emersum</i>	reg	46.6	0.263
Liesgras	<i>Glyceria maxima</i>	reg	26.2	0.915
Riet	<i>Phragmites australis</i>	reg	27.3	0.217
Rietgras	<i>Phalaris arundinacea</i>	reg	25.7	0.870
Smalle waterpest	<i>Elodea nuttallii</i>	reg	29.7	0.813

#### Samenstelling vegetatie en de relatie met milieuomstandigheden op de locaties

Uit de ordinatiediagrammen (DCAs) van de monsters van de oeverzone en open water zone in de trajecten met stroombaanmaaier en de regulier gemaaide trajecten bleek dat met name in de oeverzone er verschillen waren in samenstelling en bedekking door de vegetatie (Figuur 2.8). In de diagrammen is namelijk zichtbaar dat de opnamen in het ordinatiediagram voor sommige beken, zoals de Lage Raam en de Ittersbeek, ver van elkaar geprojecteerd zijn.

Een directe ordinarie, uitgevoerd met een CCA met voorwaartse selectie van variabelen, leidde niet tot de selectie van een relevante combinatie van verklarende milieuvariabelen voor de oeverzone. Voor de open water zone gold dat het aanliggend landgebruik natuur (13% verklaard,  $F = 3.0$ ,  $P = 0.012$ ) en het aandeel mineraal substraat op de bodem (9.2 % verklaard,  $F = 2.2$ ,  $P = 0.015$ ) de samenstelling van de vegetatie op de locaties het beste verklaarden.



**Figuur 2.8.** DCA vegetatiesamenstelling stroombaanmaaien (gekleurde bolletjes) en regulier gemaaide trajecten (transparante bolletjes) voor de oeverzone en open water zone. Des te kleiner de afstand tussen de bolletjes, des te meer lijkt de vegetatie op elkaar. Milieuvariabelen zijn geprojecteerd als pijlen (continue variabelen met een toename van de variabele in de richting van de pijl) of vierkantjes (factoren, landgebruikscategorieën, maaibeheer). Deze variabelen hebben geen invloed op de ligging van de monsterpunten in het ordinatiediagram (supplementary variables). Afkortingen beeknamen zie Tabel 2.1.

**Figure 2.8.** DCA composition of the vegetation of the two sided no mowing sections (coloured dots) and regularly mown sections (unfilled dots) for the bank vegetation and the open water vegetation. The closer the dots are together, the more similar the assemblage composition. Environmental variables are projected as arrows (continuous values with an increase in of the variable in the direction of the arrow) or squares (factors, land use categories, mowing). These variables have no influence om the positioning of the sites in the ordination diagram (supplementary variables). For the abbreviations stream names see table 2.1.



## 2.3 Effecten van eenzijdig of tweezijdig vegetatie sparen op de macrofauna en macrofyten

### 2.3.1 Inleiding

Extensieve beheersvormen, zoals de vegetatie van één zijde van de watergang sparen of het maaien van alleen een stroombaan, vindt op steeds meer plekken plaats, gewoonlijk in onbeschaduwde genormaliseerde beken in landbouwgebieden. De gedachte hierachter is dat het weghalen van de vegetatie uit de watergang negatieve effecten heeft op het waterleven, direct door organismen op de kant te brengen met het maaisel en het verwijderen waterplanten die niet bestand zijn tegen maaien en indirect via het verwijderen van de habitatstructuur waar organismen gebruik van maken en het (tijdelijk) veranderen van de fysisch-chemische omstandigheden in de watergang (Figuur 2.9). Door de vegetatie deels te sparen blijft de structuur van een gedeelte van de watergang intact en worden de organismen in dit deel niet met het maaisel verwijderd.



**Figuur 2.9.** *Maaien van de vegetatie in de watergang met een maikorf.*  
**Figure 2.9.** *Mowing of the aquatic vegetation using a mowing basket.*

Uit onderzoek aan het maaibeheer in sloten is inmiddels echter duidelijk gebleken dat het maaien daar geen directe invloed heeft op de macrofaunasamenstelling en abundantie omdat de restanten die na het maaien achterblijven als refugium fungeren, maar dat maaien wel een indirecte invloed heeft via veranderingen in de vegetatie (Beltman, 1987). Het gebruikte materieel en de manier waarop de sloot wordt geschoond (bijv. diepte waarop maikorf door watergang gaat en of het sediment geraakt wordt), de timing en maaifrequentie hebben invloed op het uiteindelijke effect op de vegetatie en fauna (Twisk et al., 2000). Hier komt nog bij dat het intensieve beheer van de Nederlandse watergangen al decennia de standaard is en het daarom te verwachten is dat de organismen die op dit moment in de watergangen voorkomen aangepast zijn aan en tolerant zijn voor deze vorm van verstoring. Dit kan worden verklaard in termen van weerstand en veerkracht. Weerstand omvat aanpassingen om een maaibeurt te overleven, zoals de mogelijkheid weg te zwemmen wanneer de maikorf door de vegetatie gaat of in het geval van vegetatie het vermogen uit fragmenten weer uit te lopen. Veerkracht omvat het vermogen tot herkolonisatie op het moment dat het maaien voltooid is. Dit zijn soorten met bijvoorbeeld, effectief vluchtgedrag, een hoge dispersiecapaciteit en grote bronpopulaties.

Doel van dit onderzoek was te onderzoeken in hoeverre de bevindingen uit sloten ook opgaan voor genormaliseerde laaglandbeken in het agrarisch gebied. De waarde voor de ecologie van alternatieve vormen van beheer zijn voor beken namelijk niet gekwantificeerd. Er is gekeken naar het effect van maaien op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap en op de vegetatie. De twee meest voorkomende vormen van alternatief maaibeheer zijn onderzocht, namelijk het gedurende twee jaar eenzijdig of tweezijdig (stroombaanmaaien) sparen van de vegetatie. Dit is in drie beken in Noord-Brabant bekeken, waarbij telkens een vergelijking is gemaakt met de situatie in een regulier gemaaid traject in dezelfde beken. Er is zowel naar de vegetatie als macrofaunasamenstelling gekeken in het jaar voor het inzetten van de alternatieve beheervormen, de eerste twee jaar na aanvang en tenslotte nadat de gespaarde vegetatiedelen weer waren weggemaaid in het derde jaar.

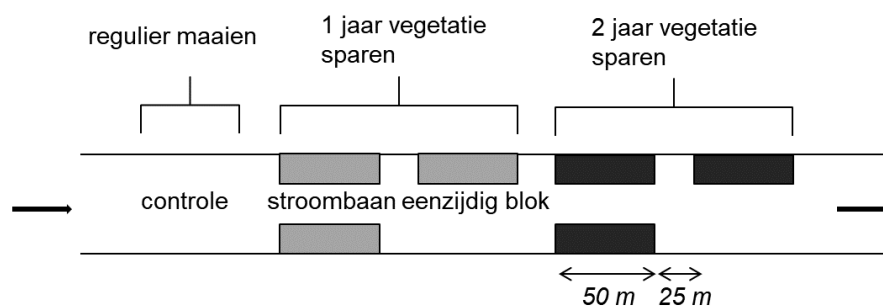
### 2.3.2 Aanpak

#### Locatieselectie

Er zijn trajecten onderzocht in 3 langzaam stromende laaglandbeken; de Groote Aa (KRW-watertype R5, Waterschap de Dommel), de Vlier (KRW-watertype R5, Waterschap Aa en Maas) en de Oude Leij (KRW-watertype R4, Waterschap Brabantse Delta). De trajecten in de Groote Aa en de Vlier liggen volledig in landbouwgebied, terwijl het traject in de Oude Leij eenzijdig door een natuurgebied begrensd wordt. Alle trajecten zijn onbeschaduwd en gekanaliseerd, de Oude Leij heeft eenzijdig een tweefasenprofiel, de Vlier en Groote Aa een genormaliseerd profiel, waarbij de Vlier ook deels versteviging in de oever heeft in de vorm van stortstenen.

#### Opzet van het veldexperiment

In de beektrajecten zijn 5 opeenvolgende deeltrajecten geselecteerd met van boven- naar benedenstrooms de volgende maaivormen: regulier gemaaid, eenzijdig niet maaien, tweezijdig niet maaien en deze laatste twee vormen gedurende 1 of 2 jaar (Figuur 2.10). Voor de statistische beoordeling van de effecten wordt een BACI-opzet gebruikt: voor-na-controle-impact metingen, startend in 2015 met effectmetingen vanaf 2016. Ook is er nog eenmaal gemeten in het jaar nadat het experimentonderdeel is afgerond en het traject weer op de regulier wijze is gemaaid.



**Figuur 2.10.** Opzet veldexperiment korte-termijn effecten maaibeheer met 5 deeltrajecten van 50 m lengte: regulier maaibeheer (controle), 1 jaar eenzijdig en tweezijdig (stroombaan) niet-maaien, 2 jaar eenzijdig en tweezijdig niet-maaien. De afstand tussen de verschillende vegetatieblokken bedraagt 25 m, waartussen regulier gemaaid is.

**Figure 2.10.** Design of the field experiment short-term-effects extensive mowing with 5 sections of 50-m-length: regular mowing regime (controle), 1 year one-sided (eenzijdig blok) and two-sided no mowing, 2 years one- and two-sided no mowing. The distance between the different sections was 25 m and these gaps were mowed regularly.

### *Metingen*

In de trajecten zijn jaarlijks bemonsteringen uitgevoerd aan de macrofauna en vegetatieopnamen gemaakt.

Om een beeld te krijgen van de reactie van de macrofauna op het veranderen van het mairegime zijn per deeltraject in het voorjaar 2 standaard macrofaunanet-monsters genomen in de verschillende meetjaren. Een monster bestond uit in totaal 5 scheppen van 0.5 m lengte waarvan 3 scheppen tussen de emergente vegetatie in oeverzone en 2 scheppen op de overgang naar de open waterzone tussen de submerse vegetatie indien aanwezig, anders buitenzijde emergente vegetatie. De monsters zijn volledig uitgezocht en onder het binoculair gedetermineerd in het laboratorium tot op het hoogst praktisch haalbare taxonomisch niveau.

Om de water- en oeverplanten in beeld te krijgen zijn in de meetjaren vegetatieopnamen gemaakt van 2 proefvlakken per deeltraject, telkens in het late voorjaar-zomer. Hiervoor is de vegetatie opgenomen over een lengte van 50 m waarbij van de vegetatie van de oever en de waterkolom de aanwezige plantensoorten zijn genoteerd en de bedekking visueel geschat is aan de hand van de Tansley-schaal. Mossen zijn niet meegenomen in het onderzoek.

### *Analyse*

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de macrofaunagemeenschappen en de vegetatie na het toepassen van alternatieve maaivormen is in het programma Canoco een Principal Response Curve (PRC) analyse uitgevoerd. Dit is mogelijk omdat het onderzoek is opgezet als een voor-na-controle-impact studie. Deze techniek is gebaseerd op een Redundantie Analyse (RDA) ordinatie en geeft een diagram met de tijd geprojecteerd op de x-as en de eerste ordinatieas (PRC-as 1) op de y-as die het effect van de ingreep op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap of vegetatie weergeeft. De lijnen in het diagram geven de afwijking ten opzichte van de monsters in het controletraject weer. Verder geeft de analyse voor individuele taxa de mate waarin deze de respons van de gemeenschap volgen, uitgedrukt als  $b_k$ . Hieruit valt af te leiden welke taxa grote veranderingen laten zien na de verandering van beheervorm.

De macrofaunadata is voorafgaand aan de analyse taxonomisch afgestemd om te voorkomen dat taxa als meerdere niveaus meedoen in de analyses wanneer jonge individuen tot op familie of genus niveau worden gedetermineerd en latere stadia tot op soortniveau. De abundanties zijn  $\log_2(x+1)$  getransformeerd om een overheersend effect van zeer dominante of zeer zeldzame taxa te voorkomen. De vegetatiedata is alleen taxonomisch afgestemd, bijvoorbeeld in het geval van sterrenkroos (*Callitriche* spp.) waarbij veel planten niet tot op soort zijn gedetermineerd en er in sommige trajecten meerdere soorten aangetroffen zijn.

Om meer inzicht te krijgen in de relatie tussen de macrofaunasamenstelling en milieufactoren is een selectie van milieu- en habitatpreferenties vergeleken op basis van Verberk et al. (2012). Voor iedere parameter (bijvoorbeeld stroming) zijn scores toegekend aan verschillende verschillende klassen binnen de parameter volgens de zogenoemde 'fuzzy coding' techniek: afhankelijk van de habitat- en milieupreferentie van een taxon (meestal soort) zijn 10 punten verdeeld over de relevante klassen (zie paragraaf 2.2.2). Hierbinnen zijn de relevante klassen voor het onderzoek geselecteerd en waar nodig samengevoegd, omdat we alleen geïnteresseerd zijn in de 'echte' indicatoren en niet de taxa die onder verschillende omstandigheden kunnen voorkomen (ubiquisten). Deze scores zijn met behulp van Spearman rank correlaties vergeleken met de  $b_k$  van de individuele taxa.

De volgende parameters zijn geanalyseerd:

- Aantal en abundantie van taxa van organisch belaste omstandigheden (klassen  $\alpha$ -mesosaproob en polysaproob).
- Aantal en abundantie van taxa van meso-eutrofe tot eutrofe omstandigheden (klassen meso-eutroof en eutroof).

- Aantal en abundantie van stromingsminnende taxa stroming (klassen matig stromend en snel stromend).
- Aantal en abundantie van stilstaand water taxa (klasse stilstaand water).
- Aantal en abundantie van taxa met een voorkeur voor moerassige omstandigheden (klasse zeer ondiep moerassig).
- Substraatpreferenties: aantal en abundantie van taxa met een voorkeur voor slib, mineraal substraat, detritus en waterplanten (iedere substraatklasse los geanalyseerd).

### 2.3.3 Resultaten

Het experiment in de Groote Aa is zonder problemen volgens de oorspronkelijke planning verlopen. In zowel de Vlier als de Oude Leij deden zich problemen voor met het maaien, waardoor per abuis de verkeerde deeltrajecten weggemaaid zijn. Deze proeven zijn daarom opnieuw opgestart en hebben daardoor later in de tijd plaatsgevonden (afgerond in 2020 i.p.v. 2018). Hier kwam nog bij dat de Oude Leij in de zomer tussen de meetmomenten 2 en 3 is drooggevallen voor een periode van circa 3 maanden. Dit zou de resultaten voor meetjaar 3 beïnvloed kunnen hebben.

Na het eenzijdig of tweezijdig staken van het reguliere maaibeheer trad in de meeste gevallen een uitbreiding van de vegetatie op, met uitzondering van de Oude Leij in de tweejarige blokken (Tabel 2.5). In de Groote Aa was duidelijk sprake van een uitbreiding van emergente planten vanuit de bestaande oevervegetatie, terwijl in de Vlier juist de submerse en drijfbladplanten zich uitbreidden en van een bredere oevervegetatiezoom weinig sprake was (Figuur 2.11). In de Oude Leij lag de situatie gecompliceerder, waar voor de eenjarige deeltrajecten (meetjaar 2018) de situatie op de Groote Aa leek, maar voor de tweejarige deeltrajecten (meetjaar 2019) gold dat de oeverzone in breedte was afgenomen. Een verklaring hiervan kan zijn dat er grote bossen sterrenkroos (*Callitriche* spp.) aanwezig waren in het midden van de beek, waardoor een gedeelde stroomdraad was ontstaan die veelal direct langs de oevers liep (med. A. Dees, AQUON), wat ook blijkt uit het hoge bedekkingspercentage (78-93%) van de watervegetatie ten opzichte van de andere beektrajecten (Tabel 2.5).

**Tabel 2.5.** *Procentuele verandering in de breedte van de oeverzone (bedekking 75% met emergente planten is als grens aangehouden met open water zone) ten opzichte van de situatie voor de verandering van het maaibeheer en de bedekking van de watervegetatie in de open water zone in het midden van de watergang ten tijde van de bepaling van de oevervegetatiebreedte. De totale breedte van de watergang was 7.7 m voor de Groote Aa (GA), 4.0 m voor de Vlier (VL) en 3.2 m voor de Oude Leij (OL).*

**Table 2.5.** *Proportional change in the width of the vegetated zone in the stream channel (vegetation cover 75% with emergent macrophytes is used to distinguish this zone from the open water zone) in comparison to the situation before the change of the mowing regime and the proportional cover of the open water vegetation in the mid-channel. The total width of the channel was 7.7 m for the Groote Aa (GA), 4.0 m for the Vlier (VL) and 3.2 m for the Oude Leij (OL).*

Maaivorm	Relatieve toename breedte oeverzone na stoppen maaien (%)			Bedekking vegetatie open water zone (%)		
	GA	VL	OL	GA	VL	OL
1 jaar eenzijdig niet-gemaaid	8	5	17	43	28	53
1 jaar tweezijdig niet-gemaaid	26	1	36	55	53	40
2 jaar eenzijdig niet-gemaaid	18	1	-8	11	55	93
2 jaar tweezijdig niet-gemaaid	23	4	-8	20	30	78
<i>Gemiddeld aandeel regulier deeltraject (%)</i>	<i>12</i>	<i>6</i>	<i>27</i>	<i>63</i>	<i>49</i>	<i>62</i>



**Figuur 2.11.** Eenzijdig gespaard blok in de Vlier (boven), Grote Aa (midden) en Oude Leij (onder) aan het einde van het groeiseizoen.

**Figure 2.11.** Impression of one-sided no-mowing in streams Vlier (top), Grote Aa (center) and Oude Leij (bottom).

### Macrofyten

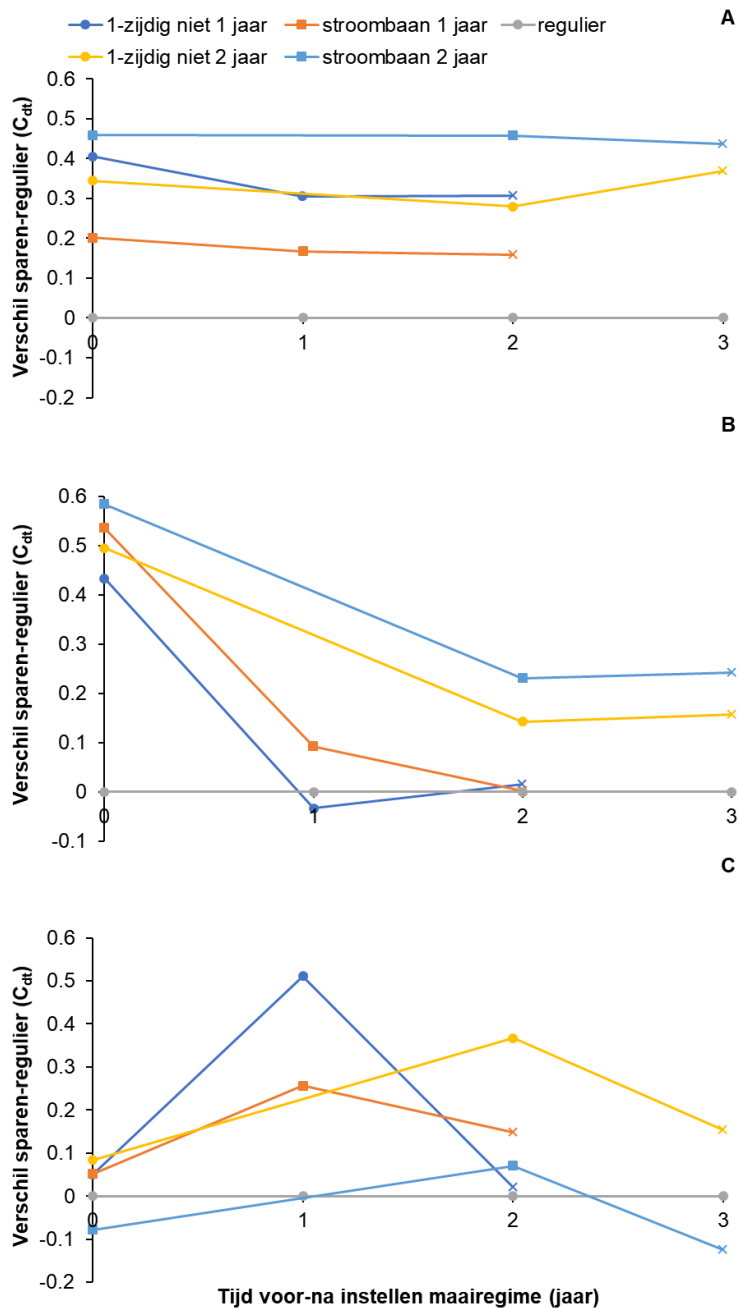
In totaal zijn 92 taxa aangetroffen in de vegetatieopnamen. Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de vegetatiesamenstelling na het veranderen van het maaibeheer zijn Principal Response Curves gegenereerd voor de 1-jarige en 2-jarige gespaarde vegetatieblokken. Ondanks de uitbreiding van de vegetatiezoom in de Grootte Aa bleek dit niet te leiden tot veranderingen in de samenstelling van de vegetatie of sterke verschuivingen in de bedekking van taxa (Figuur 2.12A). Er waren vanaf het begin van de metingen al verschillen in plantensoortensamenstelling en bedekking, bijvoorbeeld het lokaal voorkomen van patches met bosbies (*Scirpus sylvaticus*) en grote egelskop (*Sparganium erectum*), tussen de deeltrajecten (start individuele lijnen op verschillende niveaus van  $C_{dt}$ ). Deze patronen veranderden niet in de tijd na het staken en het vervolgens weer opstarten van het reguliere maaibeheer, te zien aan de vrijwel horizontale parallelle lijnen in de figuur. Dit wil zeggen dat de al aanwezige vegetatie simpelweg is uitgebreid in de watergang zonder dat er grote verschuivingen zijn opgetreden in de taxonsamenstelling of bedekkingen van individuele taxa.

In de Oude Leij (92 taxa) zorgde het staken van het reguliere maaibeheer voor een homogenisatie van de vegetatiesamenstelling, waarbij de niet meer gemaaide deeltrajecten meer op de controle gingen lijken, zowel in de 1 en 2 jaar gespaarde deeltrajecten (Figuur 2.12B). Soorten die in beide behandelingen voor deze homogenisatie verantwoordelijk waren ( $b_k > -0.5$ ) en een toename lieten zien na het achterwege laten van het maaien waren pinksterbloem (*Cardamine pratensis*), mannagrass (*Glyceria fluitans*), gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), hertshooi (*Hypericum* spp.), klein kroos (*Lemna minor*), moeras-vergeet-mij-nietje (*Myosotis scorpioides*), gewoon varkensgras (*Polygonum aviculare*), drijvend fonteinkruid (*Potamogeton natans*), gele waterkers (*Rorippa amphibia*) en grote lisdodde (*Typha latifolia*). Deze verandering bleef in stand na het opnieuw maaien van de deeltrajecten.

In de Vlier zijn 78 plantentaxa aangetroffen in de trajecten waar de vegetatieopnamen gemaakt zijn. In het jaar voor aanvang van het alternatieve maaibeheer waren de opnamen in de verschillende deeltrajecten goed vergelijkbaar (Figuur 2.12C). Het tijdelijk staken van het reguliere maaibeheer resulteerde in een verandering van de vegetatie, zichtbaar als een grotere afwijking ten opzichte van de controle in het niet-gemaaide jaar. Het effect was sterker bij het 1 jaar sparen van de vegetatie en voor de eenzijdig gespaarde deeltrajecten, waarbij 1 jaar eenzijdig een  $\Delta C_{dt}$  van 0.46 had ten opzichte van een  $\Delta C_{dt}$  van 0.21 voor het stroombaanmaaientraject, en 2 jaar eenzijdig een  $\Delta C_{dt}$  van 0.28 had ten opzichte van een  $\Delta C_{dt}$  van 0.15 voor het stroombaanmaaientraject.

Soorten die in beide behandelingen een toename lieten zien na het achterwege laten van het maaien waren bijvoorbeeld kattenstaart (*Lythrum salicaria*), gele plomp (*Nuphar lutea*) en veenwortel (*Persicaria amphibia*) (Tabel 2.6). Er waren ook soorten die pas bij twee jaar sparen een positieve respons lieten zien, zoals veldrus (*Juncus acutiflorus*), gedoornsd hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) en sterrenkroos (*Callitriche* spp.). Andersom waren er ook soorten die positief reageerden bij 1 jaar sparen, maar dit niet meer deden bij 2 jaar sparen (o.a. smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) en smeewortel (*Symphytum officinale*) of zelfs een achteruitgang lieten zien, zoals kikkerbeet (*Hydrocharis morsus-ranae*) en drijvend fonteinkruid (*Potamogeton natans*). Zwarte els (*Alnus glutinosa*), ridderzuring (*Rumex obtusifolius*), kleine egelskop (*Sparganium emersum*) en fioningras (*Agrostis stolonifera*) namen juist in beide situaties af en soorten als grote egelskop (*Sparganium erectum*) deden dit alleen in het tweede jaar.

Wanneer binnen de in beide behandelingen (1 jaar en 2 jaar) aangetroffen taxa die een respons laten zien, wordt gekeken naar hun indicatiewaarde voor de KRW dan blijkt 1 jaar sparen voor 7 van de 14 indicatoren een positief effect te hebben en voor 2 indicatoren een negatief effect; de overige 5 indicatortaxa laten geen respons zien (Tabel 2.6). Twee jaar sparen daarentegen heeft slechts voor 4 taxa een positief effect en voor maar liefst 7 taxa een negatief effect.



**Figuur 2.12.** Principal response curves van de effecten van verschillende vormen van maaibeheer ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) op de vegetatiesamenstelling in de Groote Aa (A), de Oude Leij (B) en de Vlier (C). De lijnen geven het effect van de verschillende maaivormen in de tijd weer ten opzichte van het regulier gemaaid controletraject (0-lijn x-as), waarbij ieder punt het gemiddelde is van 2 monsters. Jaar 0 is de voorjaarsmeting voor het inzetten van de nieuwe beheersvorm. Jaar 1 of 2 zijn de jaren waarin de vegetatie gespaard is. Het kruisje geeft de situatie aan in het voorjaar nadat de gespaarde vegetatie weer is weggemaaid.

**Figure 2.12.** Principal response curves for the effects of different types of extensive mowing ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) on the vegetation composition of the Groote Aa (A), Oude Leij (B) and Vlier (C). The lines depict the effect of the different mowing regimes in time in comparison to the regularly mown control section (0-line, x-axis), in which each point is the average of two samples. Year 0 is the spring measurement before the change of mowing regime. Year 1 and 2 are the years in which mowing has been ceased. The crosses indicate the samples which were taken after the regular mowing resumed and the vegetation was removed again.

**Tabel 2.6.** Taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 van de respons op verschillende maaivormen in de Vlier. De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft na het 1 of 2 jaar sparen van de vegetatie en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de respons. Een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 geeft een zwakke tot geen relatie aan en kan als geen respons worden beschouwd. Het is aangegeven wanneer een taxon een positieve indicatie heeft voor de KRW-typen R4-R6 en de moerasbeken R19-20.

**Table 2.6.** Taxon scores ( $b_k$ ) associated with the PRC-axis 1 of the response to the different mowing regimes in the Vlier. The scores indicate to what extent taxon specific responses correspond with the assemblage as a whole, with a positive score indicating an increase after 1 or 2 years of cessation of mowing and a negative score a decrease. The higher or lower the score, the stronger the response. A  $b_k$  between -0.5 and 0.5 indicates a weak or no response and could be regarded as indifferent. An indicative value for the WFD-lowland stream (R4-6) and stream valley marsh (R19-20) types is indicated with a cross.

Taxon	Respons ( $b_k$ )		KRW indicator	
	1 jaar sparen	2 jaar sparen	R4-R6	R19-R20
<b>beide jaren positief</b>				
<i>Rorippa amphibia</i>	0.61	0.76		
<i>Nuphar lutea</i>	1.40	0.79	x	
<i>Persicaria amphibia</i>	1.66	1.23		
<i>Urtica dioica</i>	1.74	0.52		
<i>Lythrum salicaria</i>	1.13	1.61		x
<b>jaar 1 geen respons, jaar 2 positief</b>				
<i>Juncus acutiflorus</i>	0.07	0.74		x
<i>Juncus effusus</i>	0.14	0.57		
<i>Bidens frondosa</i>	0.17	0.62		
<i>Ceratophyllum demersum</i>	0.32	1.29		
<i>Potamogeton crispus</i>	0.36	0.54	x	
<i>Poa trivialis</i>	0.36	0.58		
<i>Galium aparine</i>	-0.21	1.54		
<b>1 jaar negatief, 2 jaar positief</b>				
<i>Callitriche</i>	-1.37	0.78		
<i>Holcus mollis</i>	-1.22	1.29		
<i>Lemna minuta</i>	-0.81	0.76		
<b>1 jaar positief 2 jaar geen respons</b>				
<i>Elodea nuttallii</i>	1.92	0.22		
<i>Symphytum officinale</i>	1.79	-0.22		
<i>Rorippa palustris</i>	0.61	-0.20		
<i>Convolvulus sepium</i>	0.70	0.17		
<i>Galium palustre</i>	0.97	-0.15	x	x
<i>Stellaria uliginosa</i>	0.97	-0.20		
<i>Butomus umbellatus</i>	1.09	-0.32	x	
<i>Lemna minor</i>	1.21	0.43		
<b>1 jaar positief - 2 jaar negatief</b>				
<i>Lycopus europaeus</i>	1.18	-0.64	x	
<i>Iris pseudacorus</i>	1.28	-3.69	x	
<i>Potamogeton natans</i>	1.86	-2.70	x	x



Taxon	Respons ( $b_k$ )		KRW indicator	
	1 jaar sparen	2 jaar sparen	R4-R6	R19-R20
<i>Arrhenatherum elatius</i>	1.93	-0.70		
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	2.05	-0.55		
<b>beide jaren negatief</b>				
<i>Agrostis stolonifera</i>	-1.50	-1.58		
<i>Sparganium emersum</i>	-1.25	-1.14	x	
<i>Rumex obtusifolius</i>	-0.82	-1.03		
<i>Alnus glutinosa</i>	-0.74	-0.62	x	x
<b>1 jaar geen respons, 2 jaar negatief</b>				
<i>Sparganium erectum</i>	-0.48	-2.68	x	
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-0.35	-0.83	x	x
<i>Rumex hydrolapathum</i>	-0.23	-0.96		
<i>Glyceria fluitans</i>	-0.21	-0.69		
<i>Scirpus sylvaticus</i>	-0.17	-0.67	x	x
<i>Ranunculus repens</i>	-0.13	-0.97		
<i>Myosotis scorpioides</i>	-0.09	-0.58		
<i>Ranunculus sceleratus</i>	0.01	-1.48		
<i>Holcus lanatus</i>	0.23	-1.85		
<i>Potamogeton pectinatus</i>	0.35	-0.51		
<b>1 jaar negatief, 2 jaar geen respons</b>				
<i>Glechoma hederacea</i>	-1.31	0.15		
<i>Stachys palustris</i>	-0.74	-0.39		
<b>beide jaren geen respons</b>				
<i>Epilobium spp.</i>	0.48	-0.46		
<i>Carex remota</i>	-0.13	-0.39		x
<i>Spirodela polyrhiza</i>	-0.13	-0.17		
<i>Phalaris arundinacea</i>	0.17	-0.10		
<i>Potamogeton trichoides</i>	0.22	0.34	x	x
<i>Sonchus spp.</i>	-0.14	0.39		
<i>Cirsium arvense</i>	0.00	0.39		
<i>Nasturtium microphyllum</i>	0.39	0.49		

### Macrofauna

Net zoals voor de vegetatiesamenstelling zijn Principal Response Curves genereerd voor de macrofauna die is aangetroffen in de 1-jaar en 2-jaar gespaarde vegetatieblokken.

### De Grootte Aa

Er zijn in totaal 198 taxa aangetroffen in de deeltrajecten, verdeeld over 23.997 individuen. Het ontbreken van verschillen in de Grootte Aa voor de vegetatie contrasteerde sterk met een groot effect voor de macrofauna in deze beek (Figuur 2.13A). Voor het inzetten van de verschillende maaivormen was de taxonsamenstelling in de deeltrajecten gelijk ( $C_{dt}$  voor de deeltrajecten dichtbij elkaar en rond de waarde 0), maar na 1 jaar niet-maaien was de taxonsamenstelling en abundantie veranderd, waarbij het effect groter was voor het stroombaanmaaien ( $\Delta C_{dt} = 0.39$ ) dan voor het eenzijdig sparen van de vegetatie ( $\Delta C_{dt} = 0.10$ ). Na twee jaar was dit verschil tussen beide maaivormen verdwenen en kwam het effect voor het eenzijdig gemaaide deeltraject zelfs nog iets hoger uit ( $\Delta C_{dt} = 0.53$ ) dan het stroombaanmaaien-deeltraject ( $\Delta C_{dt} = 0.45$ ). De omvang van het effect van 2 jaar tweezijdig niet maaien was daarmee sterk vergelijkbaar met het niveau

dat bereikt werd met 1 jaar tweezijdig sparen van de vegetatie, de  $C_{dt}$  voor eenzijdig 2 jaar niet-maaien kwam duidelijk hoger uit. Na het wegmaaien van de vegetatie verminderde het verschil in macrofaunasamenstelling en leken de deeltrajecten weer veel sterker op elkaar. Echter keerde alleen het 1 jaar stroombaandeeltraject terug tot de oorspronkelijke waarde, de overige deeltrajecten hielden een kleine afwijking in  $C_{dt}$ .

In de Grootte Aa reageerden in de 1 jaar gespaarde deeltrajecten 18% van de taxa positief, 31% negatief en overige 52% niet op het sparen van de vegetatie van de in totaal 163 aangetroffen taxa (Tabel 2.7). Van de taxa die positief reageerden bestond 45% uit KRW-indicatoren, terwijl dit slechts 24% bedroeg voor de taxa die een negatieve respons lieten zien. In de 2 jaar gespaarde vegetatie nam het aandeel negatief reagerende taxa toe naar 45%, terwijl het aandeel positief reagerende taxa daalde naar 5%. Van de in totaal 170 aangetroffen taxa liet de overige 51% geen respons zien. Net zoals in de 1 jaar gespaarde vegetatie was slechts een relatief klein deel van de taxa die een negatieve respons lieten zien indicator (24%), terwijl in de resterende positief reagerende taxa dit 75% was.

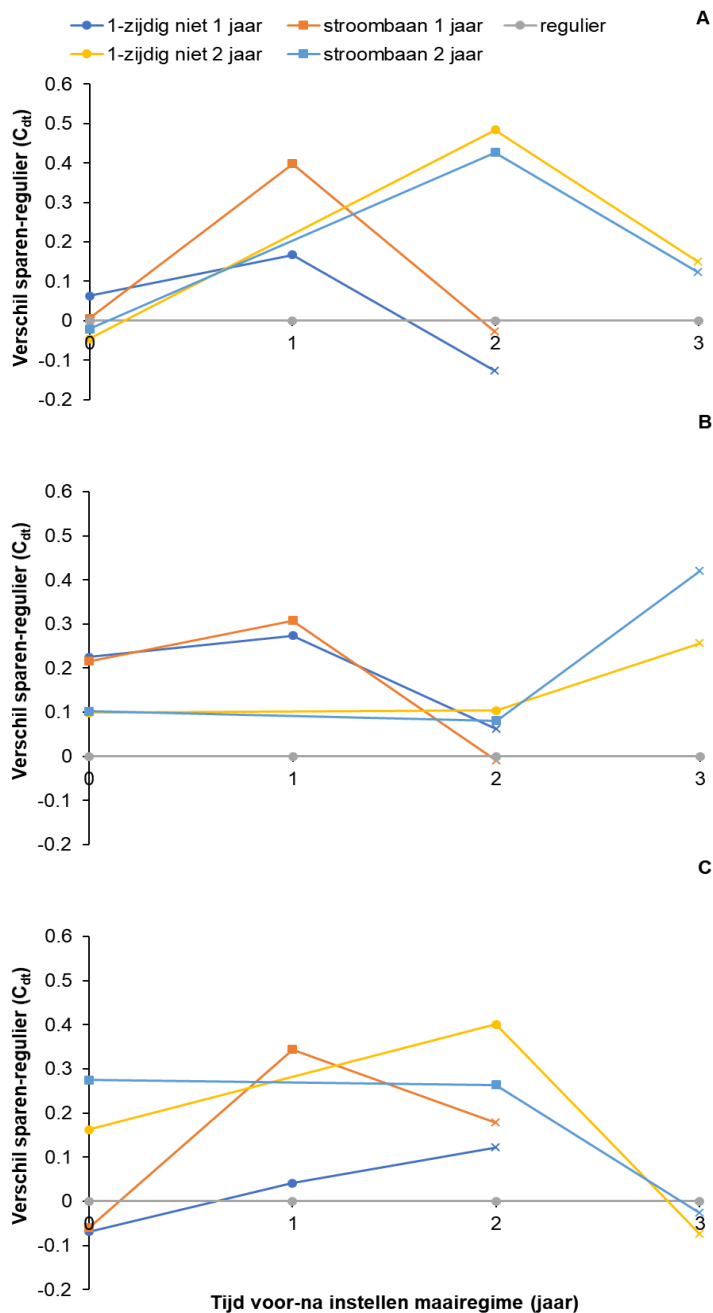
**Tabel 2.7.** Respons van macrofaunataxa op 1 of 2 jaar sparen van de vegetatie op basis van de taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 van de respons op verschillende maaivormen. De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft en een negatief getal een afname. Een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 geeft een zwakke tot geen relatie aan en kan als geen respons worden beschouwd.

**Table 2.7.** Response taxa to 1 or 2 years of mowing cessation based on taxon scores ( $b_k$ ) associated with the PRC-axis 1 of the response to the different mowing regimes. The scores indicate to what extent taxon specific responses correspond with the assemblage as a whole, with a positive score indicating an increase after 1 or 2 years of cessation of mowing and a negative score a decrease. The higher or lower the score, the stronger the response. A  $b_k$  between -0.5 and 0.5 indicates a weak or no response and could be regarded as indifferent.

Responscategorie	Aantal taxa per responscategorie per deeltraject					
	Grootte Aa		Oude Leij		Vlier	
	1 jaar	2 jaar	1 jaar	2 jaar	1 jaar	2 jaar
<b>Alle taxa</b>						
Positieve respons ( $b_k > 0.5$ )	29	9	32	36	62	69
Negatieve respons ( $b_k < -0.5$ )	50	76	40	30	26	24
Geen respons ( $b_k > -0.5, < 0.5$ )	84	85	79	86	86	118
<b>Alleen indicatoren KRW-typen R4-5-6 en R19-20</b>						
Positieve respons ( $b_k > 0.5$ )	13	6	8	8	17	15
Negatieve respons ( $b_k < -0.5$ )	12	18	17	8	6	11
Geen respons ( $b_k > -0.5, < 0.5$ )	30	32	24	36	31	33

*Welke indicatortaxa profiteren van het sparen van de vegetatie in de Grootte Aa?*

Binnen de positieve groep lieten de kokerjuffers *Anabolia nervosa*, *Limnephilus lunatus* en *Mystacides azureus* en de vlokreeft *Gammarus pulex* zowel in de 1 jaar als de 2 jaar gespaarde vegetatie een positieve respons zien (Tabel 2.8; Bijlage 3). De andere twee taxa, de kokerjuffer *Lype* en de vedermug *Nanocladius rectinervis*, lieten in de 1 jaar gespaarde vegetatie nog geen respons zien, maar wel in de 2 jaar gespaarde vegetaties. Van de in de 1 jaar gespaarde vegetatie positieve taxa lieten 4 taxa, de beekjuffer *Calopteryx splendens*, de muggen *Eukiefferiella claripennis* en *Helius* en de kokerjuffer *Hydropsyche angustipennis* in de 2 jaar gespaarde vegetatie geen positieve respons meer zien. Twee taxa reageerden zelfs negatief; de steenvlieg *Nemoura cinerea* en de watermijt *Lebertia inaequalis*. De positief scorende mug *Tvetenia discoloripes* agg., de watermijt *Limnesia koenikei* en de kokerjuffer *Hydroptila* zijn alleen in de 1 jaar gespaarde vegetatie aangetroffen.



**Figuur 2.13.** Principal response curves van de effecten van verschillende vormen van maaibeheer ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) op de macrofaunasamenstelling in de Grootte Aa (A), de Oude Leij (B) en de Vlier (C). De lijnen geven het effect van de verschillende maaivormen in de tijd weer ten opzichte van het regulier gemaaid controletraject (0-lijn x-as), waarbij ieder punt het gemiddelde is van 2 monsters. Jaar 0 is de voorjaarsmeting voor het inzetten van de nieuwe beheersvorm. Jaar 1 of 2 zijn de jaren waarin de vegetatie gespaard is. Het kruisje geeft de situatie aan in het voorjaar nadat de gespaarde vegetatie weer is weggemaaid.

**Figure 2.13.** Principal response curves for the effects of different types of extensive mowing ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) on the macroinvertebrate assemblage composition of the Grootte Aa (A), Oude Leij (B) and Vlier (C). The lines depict the effect of the different mowing regimes in time in comparison to the regularly mown control section (0-line, x-axis), in which each point is the average of two samples. Year 0 is the spring measurement before the change of mowing regime. Year 1 and 2 are the years in which mowing has been ceased. The crosses indicate the samples which were taken after the regular mowing resumed and the vegetation was removed again.

Vervolgens is gekeken of er een correlatie was tussen de  $b_k$  scores en de milieu- en habitatpreferenties van de aangetroffen taxa (Bijlage 4). In de 1 jaar gespaarde vegetatie was er een sterke correlatie tussen een afname van de taxa en een voorkeur voor stilstaand water ( $\rho = -0.286$ ,  $P = 0.005$ ) en een voorkeur voor het substraat slib ( $\rho = -0.247$ ,  $P = 0.039$ ), terwijl een toename correspondeerde met een voorkeur voor hoge stroomsnelheden ( $\rho = 0.235$ ,  $P = 0.022$ ). Er werden geen significante correlaties gevonden voor de 2 jaar gespaarde vegetaties.

**Tabel 2.8.** Taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 van de respons op verschillende maaivormen voor de positief dominante en kenmerkende taxa voor de KRW laaglandbeektypen (R4, R5 en R6) en moerasbeken (R19 en R20). De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft na het 1 of 2 jaar sparen van de vegetatie en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de repons. Een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 geeft een zwakke tot geen relatie aan en kan als geen respons worden beschouwd.

**Table 2.8.** Taxon scores ( $b_k$ ) associated with the PRC-axis 1 of the response to the different mowing regimes for the positive indicator taxa of WFD-lowland stream (R4, R5 and R6) and stream valley marsh (R19 and R20) types. The scores indicate to what extent taxon specific responses correspond with the assemblage as a whole, with a positive score indicating an increase after 1 or 2 years of cessation of mowing and a negative score a decrease. The higher or lower the score, the stronger the response. A  $b_k$  between -0.5 and 0.5 indicates a weak or no response and could be regarded as indifferent.

Taxon	Indicator		Groote Aa		Oude Leij		Vlier	
	R4-6	R19-20	1j	2j	1j	2j	1j	2j
<i>Agabus didymus</i>	K	K	-0.64	-1.37	-0.48	0.30	0.17	-0.41
<i>Agabus uliginosus</i>		K						0.36
<i>Anabolia nervosa</i>	PD	PD	2.35	2.11			0.92	-0.59
<i>Anacaena globulus</i>	K			0.28		0.10		0.50
<i>Ancylus fluviatilis</i>	K	K	0.22	-0.06				
<i>Aplexa hypnorum</i>		K			0.29	0.74		
<i>Apsectrotanytus trifascipennis</i>	K			0.28				
<i>Arrenurus bicuspidator</i>		K						0.38
<i>Arrenurus bruzelii</i>		K	-0.08					
<i>Arrenurus buccinator</i>		K					0.09	
<i>Arrenurus cylindratus</i>	K	K			-0.55	-0.23		
<i>Atractides distans</i>	K	K	-0.10	0.05				
<i>Baetis vernus</i>	PD	PD	0.41	-0.20	-1.57	-0.11	-0.40	0.42
<i>Brachytron pratense</i>		K						0.02
<i>Branchiura sowerbyi</i>	K				-0.76	-0.31		
<i>Brillia longifurca</i>	K	K	0.20	0.28				
<i>Calopteryx splendens</i>	PD	PD	1.19	-0.05			0.40	0.06
<i>Cercyon convexiusculus</i>		K					0.83	0.15
<i>Cercyon granarius</i>		K			0.41			
<i>Chaetocladius piger</i> gr.		PD	-0.08	0.24	2.27	1.11		0.16
<i>Conchapelopia melanops</i>	PD	PD	0.23	-1.90	-0.72	-1.77	1.91	1.72

<i>Corynoneura coronata</i>	K	K	-0.01	-0.11			-0.39	0.33
<i>Cricotopus triannulatus</i>	K	K	-0.37	-1.56			-0.50	
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	K	K	-0.08	0.48			1.14	
<i>Dicranota</i>	PD	PD			-0.83	-0.75		
<i>Dicrotendipes notatus</i>		PD					0.17	-0.41
<i>Dixella</i>		PD						0.15
<i>Enochrus affinis</i>		K					0.83	
<i>Erioptera</i>	PD	PD		0.13				
<i>Eukiefferiella claripennis</i>	K	K	0.95	0.00		0.13		
<i>Ferrissia fragilis</i>		PD		0.28			0.37	1.61
<i>Forelia variegator</i>	K	K	0.00	-0.68			-1.43	0.03
<i>Gammarus pulex</i>	PD	PD	0.85	1.25	0.29			
<i>Harnischia</i>	K	K	-0.52	-0.35			-0.07	0.90
<i>Hebrus pusillus</i>		K					-0.39	-0.62
<i>Helius</i>	PD	PD	1.81	0.13	-0.23	-0.16		
<i>Hydraena palustris</i>		K				0.10		
<i>Hydraena testacea</i>		K				0.51	-0.61	-0.18
<i>Hydrochoreutes krameri</i>		K						0.02
<i>Hydrochus crenatus</i>		K				0.10		
<i>Hydrodroma torrenticola</i>	K	K						0.23
<i>Hydrometra gracilentia</i>		K						-0.12
<i>Hydroporus memnonius</i>	K	K		0.00		0.21		
<i>Hydroporus nigrita</i>	K	K				0.10		
<i>Hydroporus obscurus</i>		K			0.29		-0.14	
<i>Hydroporus pubescens</i>		K			0.00	-0.85		
<i>Hydroporus striola</i>		K	0.15			0.10		
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	K	K	2.77	-0.05				
<i>Hydroptila</i>	K	K	1.56					
<i>Hygrobates trigonicus</i>	K	PD	-0.98	-0.94				
<i>Hygrotus decoratus</i>		K			0.59	2.12		
<i>Ilybius quadriguttatus</i>		K	-0.12	0.07		0.66		
<i>Ilybius subaeneus</i>		K			-0.55	0.14	0.17	-0.41
<i>Lebertia inaequalis</i>		PD	0.78	-2.66	-0.76	-0.19	-2.50	-0.87
<i>Lebertia insignis</i>	K	K					-0.07	0.08
<i>Limnebius aluta</i>		K					0.83	
<i>Limnephilus flavicornis</i>		PD			0.43	0.43		
<i>Limnephilus lunatus</i>	PD	PD	1.97	1.01	0.06	0.20	0.41	0.47
<i>Limnephilus nigriceps</i>		K			0.30			
<i>Limnesia koenikei</i>		PD	0.80				-1.08	-1.09
<i>Limnesia maculata</i>		PD					-0.99	
<i>Limnochares aquatica</i>		K					0.59	0.58
<i>Limnophyes</i>		PD	-0.09	0.15	1.49	0.11	0.83	1.29
<i>Liopterus haemorrhoidalis</i>		K			0.33	1.76		
<i>Lumbriculus variegatus</i>		PD	-2.50	-2.83	1.48	-0.91	0.01	1.80

<i>Lype</i>	K	K	-0.08	0.56				
<i>Macropelopia adauca</i>	PD	PD	0.08	0.35	1.76	-0.16		
<i>Macropelopia nebulosa</i>		PD	0.09		-1.54	-0.75		
<i>Metriocnemus hirticollis</i> agg.		PD	-0.13	0.24	1.46	-2.28		-0.09
<i>Metriocnemus hygropetricus</i> agg.		PD			-0.07	-0.21		
<i>Micropsectra</i>	PD		-0.04	-0.49	0.49	1.94		
<i>Mideopsis crassipes</i>	K	K	-0.39		0.04	-0.23	1.77	-1.05
<i>Mideopsis roztozcensis</i>	K	K	0.08	-0.69			1.22	1.28
<i>Musculium lacustre</i>		PD	-2.20	-1.15				
<i>Mystacides azureus</i>	K	PD	0.76	0.54			0.22	0.69
<i>Nanocladius rectinervis</i>	K	K	0.11	0.56	-1.45	-0.60		0.09
<i>Natarsia</i>		K			0.49	0.31		
<i>Nebrioporus elegans</i>	K	K			0.29			
<i>Nemoura cinerea</i>	PD	PD	1.31	-1.07	-0.31	0.08	1.24	0.12
<i>Neumania imitata</i>	K	K	-0.72	-0.89			-0.07	0.13
<i>Neumania limosa</i>		PD					-0.66	-1.82
<i>Ochthebius minimus</i>		K			-0.07	-0.21	0.30	
<i>Odontomesa fulva</i>	PD	PD	-0.60	-0.83	-0.77	-0.32		
<i>Ormosia</i>	PD	PD		-0.20				
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	K	K				0.12		
<i>Oxus ovalis</i>	K	K	-0.29				-0.29	-1.24
<i>Oxyethira</i>	K				-0.17	0.11		
<i>Paracladopelma camptolabis</i>	K	K	0.15		-0.17	-0.28		
<i>Paramerina cingulata</i>		K				0.15		0.17
<i>Paratendipes albimanus</i>	PD	PD	-1.32	-1.20	-0.58	-0.27	1.49	2.84
<i>Phaenopsectra</i>		PD	0.42	-1.08	-0.67	0.35	2.10	1.63
<i>Pilaria</i>	PD	PD	-0.29	0.40	0.59	0.76	0.30	0.02
<i>Piona laminata</i>		K	-0.72	-0.69				
<i>Piona pusilla</i>		PD					-0.10	0.18
<i>Pionopsis lutescens</i>		K					0.23	-0.81
<i>Platycnemis pennipes</i>	K	K	-0.11	0.24	0.41		2.04	1.98
<i>Polypedilum bicrenatum</i>	K	PD	-1.28	-1.61			0.83	1.04
<i>Polypedilum cultellatum</i>	K	PD	0.15	-1.99			-0.39	0.06
<i>Polypedilum scalaenum</i>	PD	PD	-1.02	-2.14				
<i>Polypedilum sordens</i>		PD					0.83	
<i>Polypedilum uncinatum</i> agg.		PD	-0.24	-0.02			0.50	0.02
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	PD				-3.40	-0.07		
<i>Potthastia longimanus</i>	K	K				-1.66		
<i>Procloeon bifidum</i>	K	K		0.00				
<i>Prodiamesa olivacea</i>	PD	PD	-2.15	0.39	-0.07	0.09		0.76
<i>Radix auricularia</i>		PD						0.57
<i>Rheotanytarsus</i>	PD	PD			-2.07	-0.41		
Scirtidae		PD		0.17	0.30			0.09

<i>Segmentina nitida</i>		PD						0.22
<i>Sigara fossarum</i>		K		-0.28	-0.73			
<i>Slavina appendiculata</i>		PD		-0.24	-1.18	0.07	-0.25	
<i>Stempellina bausei</i>	K	K					-0.01	-0.85
<i>Stempellinella edwardsi</i>	K	K					0.46	
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	K	K			0.29			
<i>Stylodrilus heringianus</i>	PD	PD					0.09	0.09
<i>Synorthocladus semivirens</i>	K	K						0.16
<i>Thienemanniella majuscula</i>	K	K	-0.09	0.05	-0.87		-0.39	-0.62
<i>Tiphys torris</i>		K					2.02	
<i>Tvetenia discoloripes</i> agg.	PD	PD	0.53					
<i>Velia caprai</i>	K	K			1.26	0.41		
<i>Xenopelopia</i>		PD				0.15	0.19	-1.01
<i>Zavreliomyia</i>		K					-0.17	0.02

### De Oude Leij

In de Oude Leij zijn in totaal 184 taxa aangetroffen (17.094 individuen). In tegenstelling tot de Groote Aa zijn er slechts kleine effecten waargenomen van het 1 jaar eenzijdig en tweezijdig niet-maaien, waarbij het stroombaanmaaien een iets groter effect had (eenzijdig  $\Delta C_{dt} = 0.05$ , tweezijdig sparen  $\Delta C_{dt} = 0.09$ ; Figuur 2.13B). Het weer wegmaaien van de gespaarde vegetatie had een homogeniserend effect, waardoor de deeltrajecten meer op het regulier gemaaide traject gingen lijken. Het tweejarig sparen had geen effect (eenzijdig  $\Delta C_{dt} = <0.01$ , tweezijdig sparen  $\Delta C_{dt} = -0.02$ ), terwijl in jaar 3 (gespaarde vegetatie weggemaaid) opeens een sterke afwijking ten opzichte van het regulier gemaaide traject optrad. Het vermoeden is dat dit met de droogval in 2018-2019 te maken heeft. Om de vergelijkbaarheid te vergroten met de andere beken is alleen jaar 1 verder geanalyseerd.

In totaal liet in de 1 jaar gespaarde vegetatie (151 taxa) 21% van de taxa een positieve respons zien, 26% een negatieve respons en 52% geen respons (Tabel 2.7). De groep taxa met een positieve respons bestond voor 25% uit indicatoren. In de negatieve groep was dit aandeel echter groter en bedroeg 43%. De 2 jaar gespaarde vegetatie is niet verder geïnterpreteerd in verband met het afwijkende patroon dat deze bemonsteringen lieten zien. Het waren de muggen *Pilaria* spp., *Metriocnemus hirticollis* agg., *Limnophyes* spp., *Macropelopia adauca* en *Chaetocladus piger* gr. die toenamen na het sparen van de vegetatie, net zoals de waterkever *Hygrotus decoratus*, de zoetwaterborstelworm *Lumbriculus variegatus* en de beekloper *Velia caprai* (Tabel 2.8; Bijlage 3).

Vervolgens is gekeken of er een correlatie was tussen de  $b_k$  scores en de milieu- en habitatpreferenties van de aangetroffen taxa (Bijlage 4). Er werden geen correlaties gevonden voor de 1 jaar gespaarde vegetatie. Gezien de afwijkende resultaten in de 2 jaar gespaarde vegetatie is deze ook op basis van de milieu- en habitatpreferenties geanalyseerd. Hieruit kwam naar voren dat de taxa die een toename lieten zien een voorkeur hadden voor moerassen ( $\rho = 0.222$ ,  $P = 0.038$ ) en stilstaand water ( $\rho = 0.312$ ,  $P = 0.002$ ) terwijl de taxa die afnamen juist een hoge stroomsnelheid prefereerden ( $\rho = -0.378$ ,  $P = <0.001$ ).

### De Vlier

In de Vlier zijn totaal 233 taxa (16.260 individuen) aangetroffen, waarvan 152 taxa in zowel de 1 jaar als de 2 jaar gespaarde deeltrajecten zijn aangetroffen. Voor het inzetten van de verschillende maaivormen was de samenstelling van de levensgemeenschappen in de deeltrajecten alleen voor de 1 jaar deeltrajecten en het reguliere deeltraject vergelijkbaar, de 2 jaar deeltrajecten waken af (Figuur 2.13C).

Net zoals voor de Groote Aa liet de macrofauna een respons zien met een grotere afwijking ten opzichte van het regulier gemaaid traject in het niet gemaaid jaar ten opzichte van de gemaaid jaren voor en na het sparen.

Stroombaanmaaien resulteerde in een groter verschil ( $\Delta C_{dt} = 0.40$ ) dan eenzijdig niet-maaien in de deeltrajecten die 1 jaar werden gespaard ( $\Delta C_{dt} = 0.11$ ). Twee jaar niet maaien zorgde net zoals in de Groote Aa voor een toename van het effect in het eenzijdig gespaarde deeltraject ( $\Delta C_{dt} = 0.24$ ). Voor het stroombaanmaaietraject was wel sprake van een afwijking ten opzichte van het regulier gemaaid traject, maar dit verschil was al voor het inzetten van de nieuwe maaivorm aanwezig, resulterend in de afwezigheid van een effect ( $\Delta C_{dt} = -0.01$ ).

Het wegmaaien van de 1 jaar gespaarde deeltrajecten zorgden niet voor het gelijk trekken van deze deeltrajecten met het regulier gemaaid traject, iets wat voor de 2 jaar gespaarde deeltrajecten wel het geval was. Het eenzijdig niet gemaaid 1 jaar gespaarde traject week zelfs na het wegmaaien van de gespaarde vegetatie verder af.

In de Vlier reageerden in de 1 jaar gespaarde deeltrajecten 36% van de taxa positief, 15% negatief en overige 49% niet op het sparen van de vegetatie van de in totaal 174 aangetroffen taxa (Tabel 2.7). In de 2 jaar gespaarde deeltrajecten was dit beeld vergelijkbaar, met 33% positief, 11% negatief en 56% geen respons. Van de taxa die positief reageerden in jaar 1 bestond ongeveer een kwart uit KRW-indicatoren (27%), dit bedroeg 23% voor de taxa die een negatieve respons lieten zien. In de 2 jaar gespaarde vegetatie was het aandeel negatief reagerende indicatortaxa hoger (46%), terwijl het aandeel positief reagerende indicatortaxa relatief iets lager lag dan in jaar 1 (22%). In totaal werden 211 taxa aangetroffen in de 2 jaar gespaarde vegetatie.

#### *Welke indicatortaxa profiteren van het sparen van de vegetatie in de Vlier?*

Binnen de positieve groep lieten de watermijten *Mideopsis roztozcensis* en *Limnochares aquatica*, de breedscheenjuffer *Platycnemis pennipes* en de muggen *Polypedilum bicrenatum*, *Limnophyes* spp., *Phaenopsectra* spp., *Conchapelopia melanops* en *Paratendipes albimanus* zowel in de 1 jaar als de 2 jaar gespaarde vegetatie een positieve respons zien (Tabel 2.8; Bijlage 3). Bij de kokerjuffer *Mystacides azureus*, de mug *Harnischia* spp., de kapslak *Ferrissia fragilis* en de zoetwaterborstelworm *Lumbriculus variegatus* werd in de 1 jaar gespaarde vegetatie nog geen effect waargenomen, maar wel in de 2 jaar gespaarde vegetatie. Omgekeerd werd voor de waterkever *Cercyon convexiusculus* en de steenvlieg *Nemoura cinerea* alleen in de 1 jaar gespaarde vegetatie een positief effect waargenomen en voor de watermijt *Mideopsis crassipes* en de kokerjuffer *Anabolia nervosa* zelfs een negatief effect in de 2 jaar gespaarde blokken. Daarnaast waren er nog een aantal indicatoren die een positief effect lieten zien die ofwel alleen in de 1 jaar gespaarde vegetatie (de kevers *Enochrus affinis* en *Limnebius aluta*, de mug *Polypedilum sordens*, de kokerjuffer *Cyrrnus trimaculatus* en de watermijt *Tiphys torris*) of in de 2 jaar gespaarde vegetatie (de slak *Radix auricularia*, de mug *Prodiamesa olivacea*, de waterkever *Anacaena globulus*) aangetroffen zijn.

Tenslotte is gekeken of er een correlatie was tussen de  $b_k$  scores en de milieu- en habitatpreferenties van de aangetroffen taxa (Bijlage 4). In de 1 jaar gespaarde vegetatie was er een correlatie tussen een toename van de taxa en een voorkeur voor mineraal substraat ( $p = 0.261$ ,  $P = 0.029$ ). In de 2 jaar gespaarde vegetatie was deze correlatie niet aanwezig, maar correspondeerde een toename met een voorkeur voor  $\alpha$ -mesosaprobe en polysaprobe omstandigheden ( $p = 0.179$ ,  $P = 0.036$ ) en meso- tot eutrofe omstandigheden ( $p = 0.275$ ,  $P = 0.001$ ), maar ook een voorkeur voor hoge stroomsnelheden ( $p = 0.174$ ,  $P = 0.042$ ).



## 2.4 Ecologische effectiviteit van ritsbeheer

### 2.4.1 Inleiding

Naast het eenzijdig of tweezijdig sparen van de vegetatie ten behoeve van de ecologie is een andere vorm van extensiever maaien het toepassen van gedifferentieerd onderhoud door middel van ritsbeheer, waarbij blokken met vegetatie gespaard worden en de tussenliggende vegetatie wordt weggemaaid (Figuur 2.14). De gedachte hierachter is dat door 'happen' uit de gespaarde vegetatiezoom te nemen de lengte aan rand- of overgangshabitat tussen de oeverzone en de open water zone vergroot wordt. Een instekende en terugwijkende oeverlijn, waarbij op sommige plaatsen een ondiepe oeverzone aanwezig is, heeft een positief effect op de biodiversiteit (Verdonschot, 1991; Nijboer, 2000). Dit komt doordat er gradiënten ontstaan in fysisch-chemische eigenschappen, bijvoorbeeld in de watertemperatuur en via een betere zuurstofvoorziening in de oeverzone vanuit het open water. Dit biedt weer plaats aan een zonering van plantensoorten en bijbehorende habitatelementen voor organismen om zich te verschuilen, zich te hechten, voedsel te verzamelen enzovoorts.



**Figuur 2.14.** Ritsbeheer door waterschap Hunze en Aa's in de Runde. De foto laat de overgang zien tussen een gespaard blok en een weggemaaid gedeelte, waarin alweer hergroei van de emergente vegetatie plaatsvindt.

**Figure 2.14.** Gaps mown in the vegetation fringe by the waterboard Hunze en Aa's in the Runde stream. On the picture the transition zone between a vegetation patch and a mown gap in the vegetation is shown, in which already regrowth of emergent macrophytes takes place.

Zowel de oppervlakte van een gespaard vegetatieblok als de grootte van de tussenruimtes tussen de individuele blokken kunnen invloed hebben op het uiteindelijke effect dat ritsbeheer heeft op het voorkomen van soorten en daarmee de biodiversiteit.

Hier komt bij dat wanneer de vegetatie volledig een- of tweezijdig gespaard wordt, er ook tot op zekere hoogte differentiatie in de oeverzone optreedt, zeker wanneer de oevervegetatie zich voor het eerst aan het ontwikkelen is en variatie in plantensoorten en groeisnelheid voor verschillen zorgen. Het is dan ook de vraag wat het effect van ritsbeheer is en hoe er precies gedifferentieerd moet worden wat betreft lengte van de gespaarde delen en de regulier gemaaide tussenruimtes.

In een veldexperiment zijn daarom verschillende vormen van ritsbeheer vergeleken met regulier gemaaide en eenzijdig niet gemaaide trajecten. Hiermee willen we de volgende onderzoeksvragen beantwoorden:

- Leidt eenzijdig vegetatie sparen tot verschillen in ecologische effecten op de macrofauna en vegetatie ten opzichte van regulier gemaaide trajecten wanneer dit aaneengesloten gebeurt of door middel van ritsbeheer?
- Zijn er verschillen in ecologische effecten bij een toename van de grootte van de gespaarde blokken?
- Leidt een toename van de afstand tussen twee gespaarde vegetatieblokken tot effecten op de ecologische waarde?

## **2.4.2 Aanpak**

### *Locatieselectie*

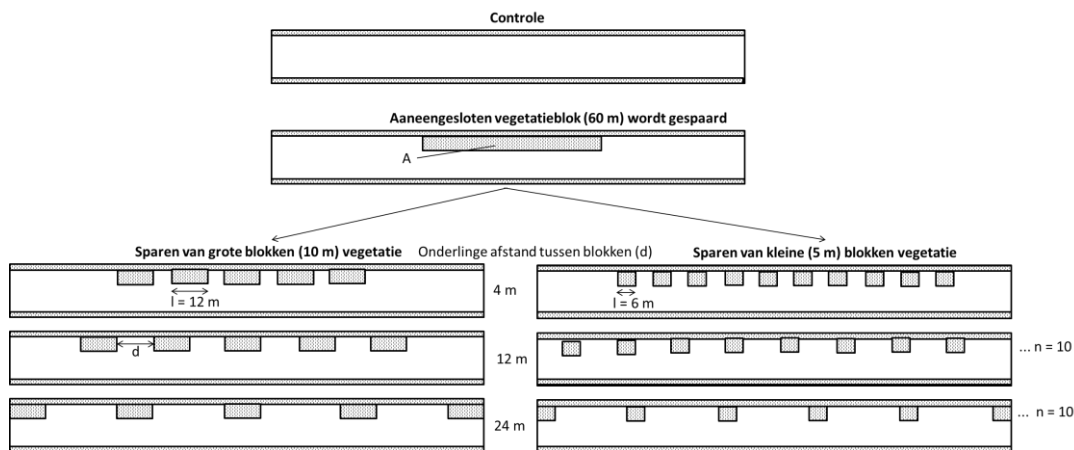
Het onderzoek is uitgevoerd in 2 langzaam stromende laaglandbeken; de Vlier (KRW-watertype R5, Waterschap Aa en Maas) en de Oude Leij (KRW-watertype R4, Waterschap Brabantse Delta). De trajecten in de Vlier liggen volledig in landbouwgebied, terwijl het traject in de Oude Leij eenzijdig door een natuurgebied begrensd wordt. Alle trajecten zijn onbeschadwd en gekanaliseerd, de Oude Leij heeft eenzijdig een tweefasenprofiel, de Vlier een genormaliseerd profiel, waarbij de Vlier ook deels versteviging in de oever heeft in de vorm van stortstenen.

### *Opzet van het veldexperiment*

In beide beken is een veldexperiment uitgevoerd waarbij in deeltrajecten eenzijdig blokken vegetatie gespaard worden die verschillen in lengte (6 m of 12 m lang) en onderlinge afstand (4/6 m, 12 m, 24 m), maar in totaal dezelfde oppervlakte hadden (Figuur 2.15). In de Oude Leij bedroeg de kleinste tussenruimte 4 m en in de Vlier 6 m in verband met verschillen in het gebruikte maaimateriaal. Deze deeltrajecten werden vergeleken met een aangesloten gespaard vegetatieblok van 60 m lengte en een traject dat op reguliere wijze volledig gemaaid werd, wat diende als controle. Voor de statistische beoordeling van de effecten is een BACI-opzet gevolgd: voor-na-controle-impact metingen, startend in 2017, wanneer er nog geen blokken vegetatie zijn gespaard als voor-meting. De effectmetingen hebben plaatsgevonden in 2018 (blokken vegetatie 1 jaar oud) en 2019 (blokken vegetatie 2 jaar oud).

### *Metingen*

Er zijn metingen verricht aan de macrofauna en de macrofyten in de gespaarde vegetatieblokken. Om de macrofaunasamenstelling te bepalen zijn per deeltraject (behandeling) 5 netmonsters van 1 m genomen in het voorjaar met behulp van een standaard macrofaunanet. Ieder netmonster bestond uit 0,5 m tussen de gespaarde (emerse) vegetatie van een random gekozen blok en nog eens 0,5 m aan rand van deze gespaarde zone. De monsters zijn in het laboratorium volledig uitgezocht en gedetermineerd onder de binoculair tot op het hoogst haalbare taxonomische niveau. Elk 1 m monster is als een los monster beschouwd, zodat per behandeling 5 replica's werden verkregen. In het aaneengesloten 60 m blok en het regulier gemaaide deeltraject zijn random 5 monsters genomen binnen de lengte van het deeltraject. Om de effecten op de water- en oeverplanten te bepalen zijn er in de zomers van 2017-2019 5 vegetatieopnamen gemaakt ter grootte van het kleinste blok in het experiment (lengte 5 m) verdeeld over de beschikbare blokken, waarbij van de vegetatie van de oever en de waterkolom de aanwezige plantensoorten zijn genoteerd en de bedekking visueel geschat is aan de hand van de Tansley-schaal. Mossen zijn niet meegenomen in het onderzoek.



**Figuur 2.15.** Ontwerp van het veldexperiment eenzijdig blokken maaien. In de watergang worden in totaal 7 trajecten zo gemaaid dat een vaste oppervlakte aan vegetatie blijft staan (A), maar dat de lengte van de afzonderlijke blokken ( $l$ ) en de onderlinge afstand tussen blokken ( $d$ ) gevarieerd wordt. Een regulier gemaaid traject dient als controle.

**Figure 2.15.** Design of the field experiment one-sided cessation of mowing. In each stream 7 sections are mown in such a way that the surface area of the vegetation patches was fixed, but that the length of the vegetated patches ( $l$ ) and the gap size ( $d$ ) differed. A regular mown section was used as a control.

### Analyses

Voor zowel de macrofauna als de macrofyten is vervolgens bepaald in hoeverre de taxonrijckdom en samenstelling veranderen als gevolg van de behandeling en hoe dit afwijkt van het patroon dat gevonden wordt zonder de behandeling.

De totale taxonrijckdom aan macrofauna en macrofyten, het aantal kenmerkende en positief dominante macrofaunataxa voor de KRW-maatlatten laaglandbeken R4-6 en moerasbeken R19-20 en het aantal positief scorende macrofytenindicatoren (klasse 1-3 R4-6 en klasse 1-2 R19-20) is vergeleken voor de verschillende vormen van maaibeheer. Ook zijn de verschillende meetjaren vergeleken om vast te stellen of er in de tijd veranderingen optreden in de effecten. Beide beken zijn apart van elkaar geanalyseerd. Hiervoor zijn generalized linear mixed-effect-modellen (GLMs) gebruikt in het programma SPSS.

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de macrofaunagemeenschappen en de vegetatie na het toepassen van de verschillende maaivormen is in het programma Canoco een Principal Response Curve (PRC) analyse uitgevoerd. Dit is mogelijk omdat het onderzoek is opgezet als een voor-na-controle-impact (BACI) studie. Deze techniek is gebaseerd op een Redundantie Analyse (RDA) ordinatie en geeft een diagram met de tijd geprojecteerd op de x-as en de eerste ordinatieas (PRC-as 1) op de y-as die het effect van de ingreep op de samenstelling van de levensgemeenschap weergeeft. De lijnen in het diagram geven de afwijking ten opzichte van de monsters in het controletraject weer. Verder geeft de analyse voor individuele taxa de mate waarin deze de respons van de gemeenschap volgen, uitgedrukt als  $b_k$ . Hieruit valt af te leiden welke taxa grote veranderingen laten zien na de verandering van beheersvorm. De macrofaunadata is voorafgaand aan de analyse taxonomisch afgestemd om te voorkomen dat taxa als meerdere niveau's overlappend meedoen in de analyses wanneer jonge individuen tot op familie of genus niveau worden gedetermineerd en latere stadia tot op soortniveau. De abundanties zijn  $\log_2(x+1)$  getransformeerd om een overheersend effect van zeer dominante of zeer zeldzame taxa te voorkomen.

De vegetatiedata is alleen taxonomisch afgestemd, bijvoorbeeld in het geval van sterrenkroos (*Callitriche* spp.) waarbij veel planten niet tot op soort zijn gedetermineerd en er in sommige trajecten meerdere soorten aangetroffen zijn.

Om meer inzicht te krijgen in de relatie tussen de macrofaunasamenstelling en milieufactoren is een selectie van milieu- en habitatpreferenties vergeleken op basis van Verberk et al. (2012). Voor iedere parameter (bijvoorbeeld stroming) zijn scores toegekend aan verschillende klassen binnen de parameter volgens de zogenoemde 'fuzzy coding' techniek: afhankelijk van de habitat- en milieupreferentie van een taxon (meestal soort) zijn 10 punten verdeeld over de relevante klassen (zie paragraaf 2.2.2). Hierbinnen zijn de relevante klassen voor het onderzoek geselecteerd en waar nodig samengevoegd, omdat we alleen geïnteresseerd zijn in de 'echte' indicatoren en niet de taxa die onder verschillende omstandigheden kunnen voorkomen (ubiquisten). Deze scores zijn met behulp van Spearman rank correlaties vergeleken met de  $b_k$  van de individuele taxa.

De volgende parameters zijn geanalyseerd:

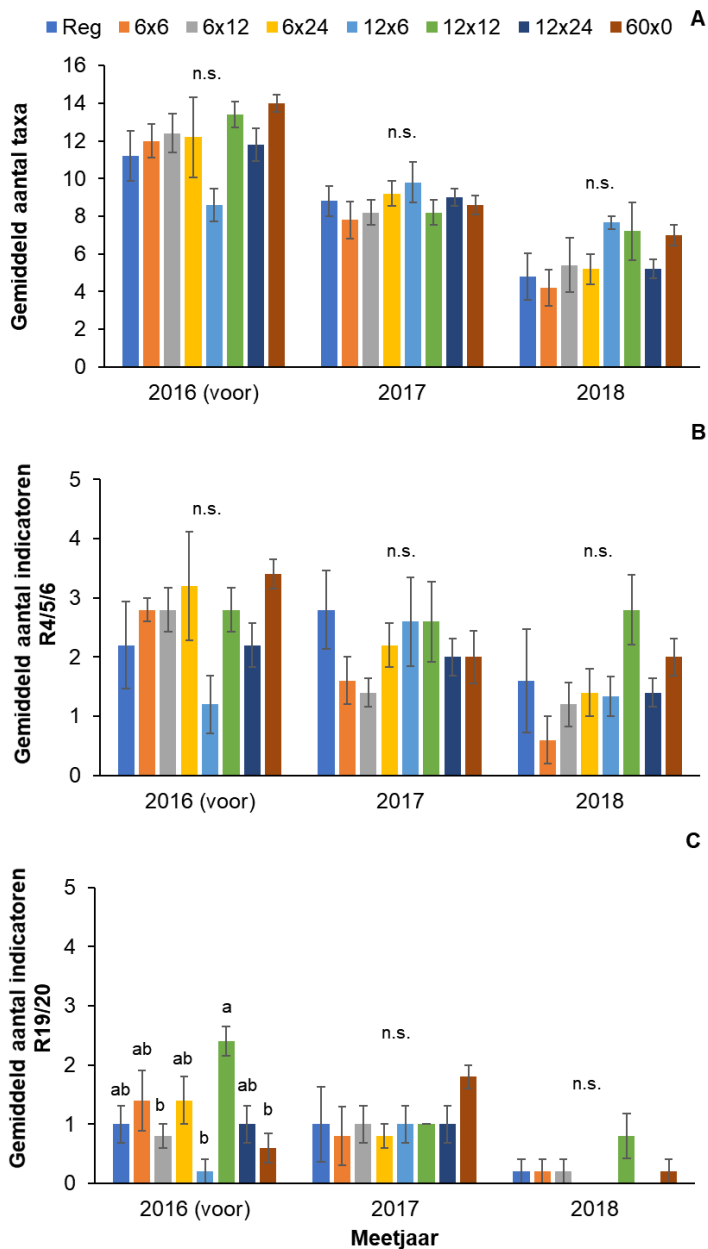
- Aantal en abundantie van taxa van organisch belaste omstandigheden (klassen  $\alpha$ -mesosaproob en polysaproob).
- Aantal en abundantie van taxa van meso-eutrofe tot eutrofe omstandigheden (klassen meso-eutroof en eutroof).
- Aantal en abundantie van stromingsminnende taxa stroming (klassen matig stromend en snelstromend).
- Aantal en abundantie van stilstaand water taxa (klasse stilstaand water).
- Aantal en abundantie van taxa met een voorkeur voor moerassige omstandigheden (klasse zeer ondiep moerassig).
- Substraatpreferenties: aantal en abundantie van taxa met een voorkeur voor slib, mineraal substraat, detritus en waterplanten (iedere substraatklasse los geanalyseerd).

### 2.4.3 Resultaten

#### *Vegetatie de Vlier*

In de Vlier is een afname te zien van de taxonrijckdom in de vegetatieopnamen in de tijd (RM-ANOVA,  $F_{2,60}=98.4$ ,  $P<0.001$ ), terwijl er geen significante interactie is tussen het meetjaar en het effect op maaibeheer ( $F_{14,60}=1.5$ ,  $P=0.141$ ; Figuur 2.16A). Dit wil zeggen dat er geen verandering heeft plaatsgevonden in de effecten van het maaibeheer op de taxonrijckdom na het inzetten van het ritsbeheer. Ook werd er geen effect van maaivorm gevonden ( $F_{7,30}=6.0$ ,  $P=0.552$ ). De maaivorm-verschillen zijn ook per meetjaar bekeken; ze waren geen van alle significant (ANOVAs, 2016  $F_{7,39}=2.0$ ,  $P=0.080$ ; 2017  $F_{7,39}=0.7$ ,  $P=0.647$ ; 2018  $F_{7,37}=1.3$ ,  $P=0.279$ ).

Hetzelfde geldt voor de positief scorende indicatortaxa voor de laaglandbeektypen (Figuur 2.16B). Voor deze groep werd ook een verschil gevonden tussen de jaren (RM-ANOVA,  $F_{2,60}=10.2$ ,  $P<0.001$ ), maar geen interactie met het maaibeheer ( $F_{14,60}=1.03$ ,  $P=0.439$ ) of een effect van de maaivorm ( $F_{7,30}=1.6$ ,  $P=0.183$ ). Ook binnen een meetjaar werden geen verschillen gevonden tussen de maaivormen (ANOVAs, 2016  $F_{7,39}=1.8$ ,  $P=0.119$ ; 2017  $F_{7,39}=0.9$ ,  $P=0.491$ ; 2018  $F_{7,37}=1.8$ ,  $P=0.135$ ). Ook voor de positief scorende indicatortaxa voor de moerasbeken werd een afname in de tijd waargenomen (RM-ANOVA,  $F_{2,60}=20.0$ ,  $P<0.001$ ) en geen interactie tussen tijd en maaibeheer ( $F_{14,60}=1.7$ ,  $P=0.083$ ; Figuur 2.16C). Wel waren er verschillen in taxonrijckdom tussen de maaivormen ( $F_{7,30}=2.6$ ,  $P=0.035$ ). In het jaar voorafgaand aan de wijziging van het maaibeheer waarbij de monsterlocaties waar later de configuraties 12x6 en 60x0 werden ingezet relatief arm waren aan indicatoren, terwijl 12x12 juist relatief rijk was aan indicatoren ten opzichte van de andere monsterlocaties (ANOVA,  $F_{7,39}=4.2$ ,  $P=0.002$ ). In de meetjaren na het inzetten van het ritsbeheer werden er echter geen verschillen tussen de beheervormen meer gevonden (2017  $F_{7,39}=0.8$ ,  $P=0.605$ ; 2018  $F_{7,37}=1.7$ ,  $P=0.159$ ).

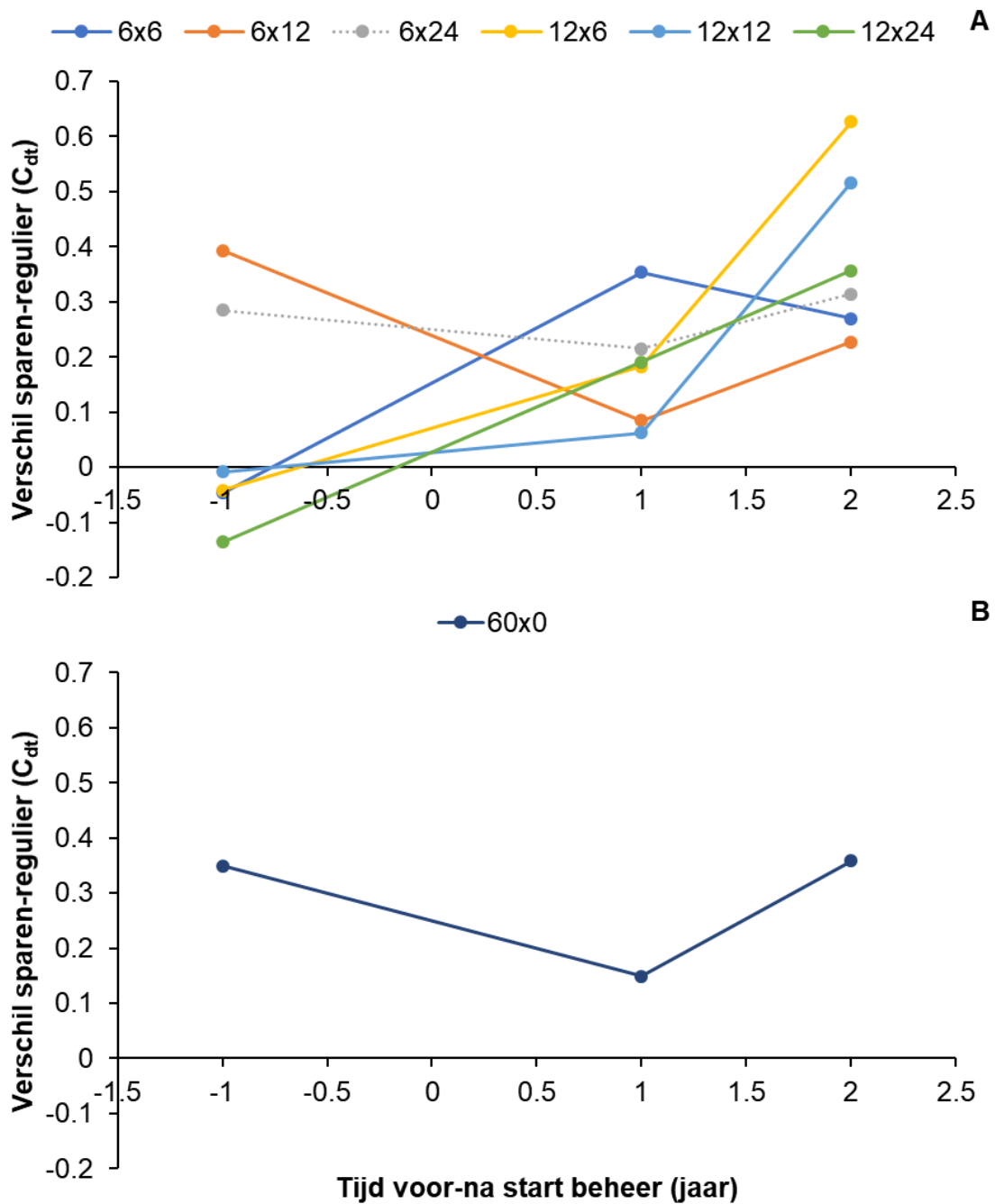


**Figuur 2.16.** Totaal aantal taxa (A), het aantal indicatoren voor langzaam stromende laaglandbeken (B) en voor moerasbeken (C) per vegetatieopname bij verschillende maaivormen (gemiddelde  $\pm 1SE$ ,  $n = 5$  per beheersvorm) in de Vlier. Vegetatieopnames voor de verschillende vormen van ritsbeheer (breedte blok x breedte open gedeelte) ten opzichte van eenzijdig niet maaien 60x0 of regulier maaibeheer (Reg) 1 jaar voor het inzetten van het beheer (2016) en na jaar 1 en jaar 2 ritsbeheer zijn vergeleken. Per jaar is een vergelijking gemaakt tussen de maaivormen, waarbij significante verschillen op basis van multiple comparisons aangegeven zijn met verschillende letters. n.s. geen significante verschillen tussen maaivormen binnen het meetjaar.

**Figure 2.16.** Total number of taxa (A), the number of indicator taxa for lowland streams (B) and stream valley marshes (C) per vegetation releve for different patch configurations (average  $\pm 1SE$ ,  $n = 5$  per configuration) in the Vlier. Relevés for different configurations (length patch x length gap) and one-sided no mowing (60x0) and regularly mown (Reg) 1 year before (2016) and after 1 and 2 years of implementation of the new mowing regimes were compared. For each year a comparison is made between all configurations. Significant differences based on multiple comparisons are indicated with different letters, n.s. not significant.

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de vegetatiesamenstelling na het veranderen van het maaibeheer zijn Principal Response Curves genereerd per configuratie. Voor alle behandelingen behalve de configuratie 6x24 is een significant effect van de behandeling gevonden ( $P < 0.05$ ), waarbij tussen de 9.6 en 16.6% van de variatie in de vegetatiesamenstelling in de tijd door het maaibeheer verklaard werd. Een duidelijke verandering in samenstelling trad alleen op voor de configuratie 6x6 en alle configuraties met gespaarde blokken van 12 m lang (Figuur 2.17A). De configuratie 6x6 gaf vooral een grote afwijking in het eerste jaar ( $\Delta C_{dt} = 0.401$ ) groter dan de andere behandelingen, terwijl alle 12 m lange blokken pas in het tweede jaar de grootste verschillen in samenstelling lieten zien, die daarnaast groter waren dan in jaar 1 voor de configuratie 6x6 (12x6  $\Delta C_{dt} = 0.668$ , 12x12  $\Delta C_{dt} = 0.525$ , 12x24  $\Delta C_{dt} = 0.493$ ). Configuratie 6x6 ging in jaar 2 juist weer meer op de controle lijken. Het aaneengesloten blok 60x0 en de behandeling 12x6 (en de niet significante configuratie 6x24) lieten niet zo'n structureel patroon van verandering in samenstelling zien. Deze verandering kwam overeen met het patroon dat het aaneengesloten blok 60x0 liet zien (Figuur 2.17B). Al in het jaar voor het inzetten van het ritsbeheer weken deze locaties af ten opzichte van de locatie van het controletraject en deze gingen juist in de tijd meer op de controle lijken, vooral na 1 jaar sparen.

De bijdrage van individuele taxa aan de verandering in samenstelling van de levensgemeenschap (toename in bedekking  $b_k > 0.5$  of afname  $b_k < -0.5$ ) is vervolgens bekeken voor de configuraties die een duidelijke verandering in de tijd lieten zien, te weten de configuratie 6x6 en de 12 m lange configuraties. Taxa die een toename in de bedekking lieten zien in meer dan één configuratie waren veenwortel (*Persicaria amphibia*), gele plomp (*Nuphar lutea*), smalle waterpest (*Elodea nuttallii*), gedoornd hoornblad (*Ceratophyllum demersum*), puntkroos (*Lemna trisulca*), klein kroos (*L. minor*), dwergkroos (*L. minuta*), naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*) en riet (*Phragmites australis*). Tegelijkertijd nam de bedekking van andere taxa af in meer dan één configuratie: sterrenkroos (*Callitriche* spp.), fioringras (*Agrostis stolonifera*), kleine egelskop (*Sparganium emersum*), rietgras (*Phalaris arundinacea*) en gele lis (*Iris pseudacorus*) (Tabel 2.9; Bijlage 5).



**Figuur 2.17.** Principal response curves van de effecten ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) van verschillende vormen van ritsbeheer (A) en één aaneengesloten blok (B) op de vegetatiesamenstelling van de gespaarde blokken in de Vlier. De gekleurde niet onderbroken lijnen geven het significante effect van de verschillende maaivormen (breedte gespaard blok x breedte opening tussen blokken) in de tijd weer ten opzichte van het regulier gemaaide controletraject (0-lijn x-as), waarbij ieder punt het gemiddelde is van 5 opnamen per jaar. De grijze onderbroken lijn is niet significant. Op tijdstip 0 is het beheer ingezet.

**Figure 2.17.** Principal response curves for the effects ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) of different patch configurations (A) and one-sided no mowing (B) on the vegetation composition of the Vlier. The coloured lines depict the significant effects of the different configurations (length patch x length gap) in time in comparison to the regularly mown control section (0-line, x-axis), in which each point is the average of five samples. The grey dashed line is not significant. Time point 0 marks the start of the new mowing regimes.

**Tabel 2.9.** Plantensoorten met de taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 die het effect van maaivorm in de tijd weergeeft voor de Vlier voor een selectie van configuraties die een relatief grote verandering laten zien (Figuur 2.17). De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon op de maaivorm overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de repons. Zie bijlage 5 voor een volledig overzicht van de scores.

**Table 2.9.** Plant taxa with taxon scores ( $b_k$ ) associated with the PRC-axis 1 for a selection of configurations which display a relatively large deviation from the control and one-sided not mown section (see Figure 2.17). The scores indicate to what extent taxon specific responses correspond with the assemblage as a whole, with a positive score indicating an increase after 1 or 2 years of cessation of mowing and a negative score a decrease. The higher or lower the score, the stronger the response. A complete overview of all configurations is presented in appendix 5.

Taxon	Score per maaivorm ( $b_k$ )			
	6x6	12x6	12x12	12x24
<b>Afname in bedekking</b>				
<i>Agrostis stolonifera</i>	-0.85		-1.38	-1.09
<i>Callitriche</i> spp.	-4.14	-1.95	-2.38	-2.84
<i>Iris pseudacorus</i>	-1.08			-0.99
<i>Persicaria lapathifolia</i>	-0.63			
<i>Phalaris arundinacea</i>			-0.62	-2.3
<i>Potamogeton crispus</i>	-0.61			
<i>Sparganium emersum</i>	-2.59		-0.75	-1.26
<i>Utricularia vulgaris</i>	-0.73			
<b>Toename in bedekking</b>				
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1.71	0.93		0.58
<i>Convolvulus sepium</i>	1.11			
<i>Eleocharis acicularis</i>	1.09		0.92	0.86
<i>Elodea nuttallii</i>		2.39	3.02	3.39
<i>Glyceria maxima</i>		1.07		
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>			0.53	
<i>Lemna minor</i>		1.85	2.41	1.54
<i>Lemna minuta</i>		1.83	2.42	1.57
<i>Lemna trisulca</i>		1.42	2.58	1.4
<i>Nasturtium microphyllum</i>		0.54		
<i>Nuphar lutea</i>	0.96		2.37	1.62
<i>Persicaria amphibia</i>	1.72	1.83	0.74	1.36
<i>Phalaris arundinacea</i>		1.76		
<i>Phragmites australis</i>	2.28	1.20		
<i>Potamogeton natans</i>			0.65	
<i>Poa trivialis</i>				0.62
<i>Rorippa amphibia</i>		0.54		
<i>Sparganium erectum</i>	1.54			
<i>Sparganium emersum</i>		0.8		

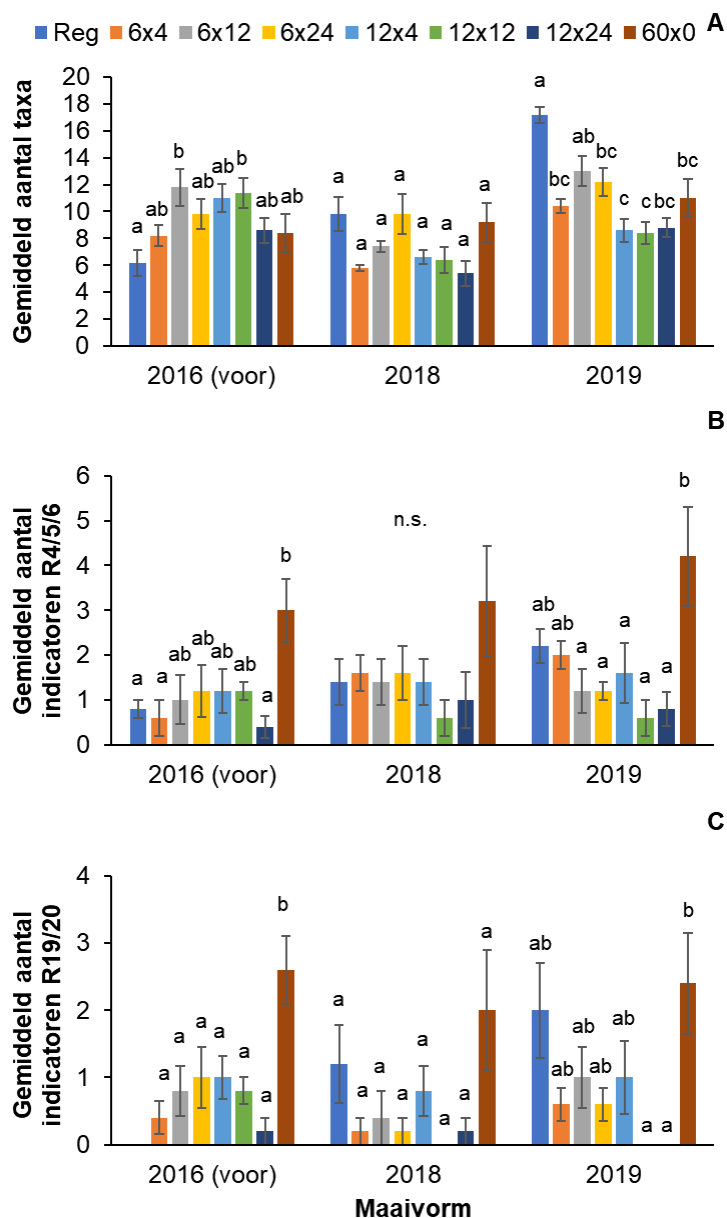


### *Vegetatie Oude Leij*

In de Oude Leij is er voor de totale taxonrijkdom in de vegetatieopnamen zowel een effect van meetjaar (RM-ANOVA,  $F_{2,64}=26.1$ ,  $P < 0.001$ ) als een significante interactie tussen jaar en maaivorm ( $F_{14,64}=5.2$ ,  $P < 0.001$ ) te zien (Figuur 2.18A). Ook waren er structurele verschillen in taxonrijkdom tussen de locaties waar verschillende maaivormen werden toegepast ( $F_{7,32}=4.5$ ,  $P=0.001$ ). De verschillen tussen de maaivormen zijn verder per meetjaar bekeken. Hieruit bleek dat er al in het jaar voor aanvang van het ritsbeheer verschillen waren in rijkdom tussen de locaties (ANOVA,  $F_{7,39}=3.0$ ,  $P = 0.016$ ), waarbij de regulier gemaaide locatie relatief armer was aan taxa dan de locaties waar later de maaivorm 12x12 en 6x12 zou worden ingezet. In het eerste jaar na het starten van het ritsbeheer was er ook een verschil tussen de maaivormen, maar dit was dusdanig klein dat het niet uit de onderlinge vergelijking van de maaivormen bleek ( $F_{7,39}=3.1$ ,  $P = 0.012$ ). In het tweede jaar was er een groter verschil aanwezig ( $F_{7,39}=10.0$ ,  $P < 0.001$ ), waarbij vooral het regulier gemaaide traject een hogere taxonrijkdom had ten opzichte van de meeste andere maaivormen.

Het aantal positief scorende indicatoren voor laaglandbeken liet geen verschil zien tussen de meetjaren (RM-ANOVA,  $F_{2,64}=2.2$ ,  $P = 0.121$ ) en er was ook geen significante interactie tussen jaar en maaivorm ( $F_{14,64}=0.6$ ,  $P = 0.871$ ; Figuur 2.18B). Wel was er een verschil tussen de maaivormen ( $F_{7,32}=5.7$ ,  $P < 0.001$ ). De verschillen tussen de maaivormen zijn verder per meetjaar bekeken. Hieruit bleek dat er al in het jaar voor aanvang van het ritsbeheer verschillen waren in het aantal indicatoren tussen de locaties (ANOVA,  $F_{7,39}=3.0$ ,  $P = 0.015$ ), waarbij vooral de locatie waar later het eenzijdig gespaarde vegetatieblok aanwezig was (60x0) relatief veel indicatoren bevatte ten opzichte van bijvoorbeeld de regulier gemaaide controle. In het eerste jaar na het starten van het ritsbeheer waren de verschillen tussen de locaties verdwenen ( $F_{7,39}=1.3$ ,  $P = 0.263$ ). In het tweede jaar was er weer een verschil aanwezig ( $F_{7,39}=4.1$ ,  $P = 0.002$ ), waarbij wederom het eenzijdig gemaaide blok (60x0) een relatief hoog aantal indicatoren bevatte ten opzichte van de meeste andere maaivormen.

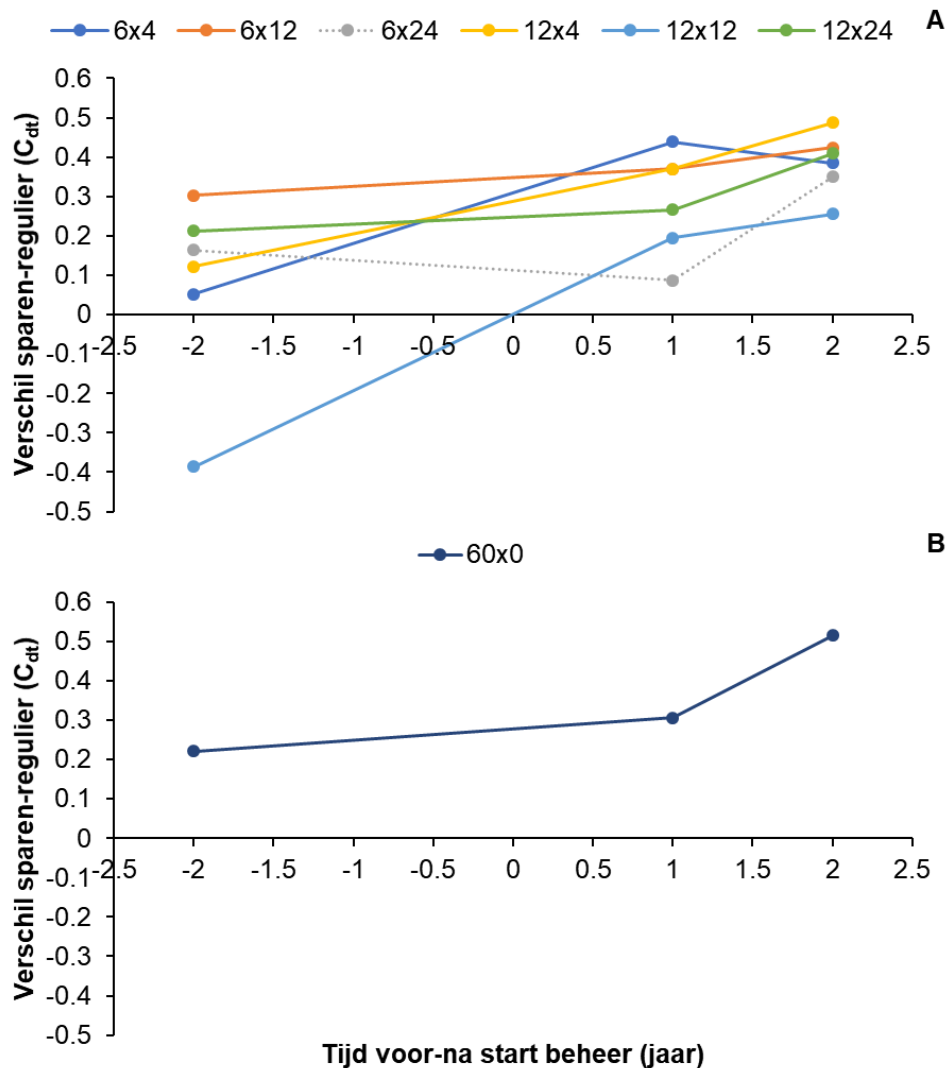
Ook voor het aantal positief scorende indicatoren voor moerasbeken gold dat er geen verschil te zien was in de tijd (RM-ANOVA,  $F_{2,64}=1.4$ ,  $P = 0.247$ ) en er was ook geen significante interactie tussen meetjaar en maaivorm ( $F_{14,64}=1.3$ ,  $P = 0.228$ ; Figuur 2.18C). Wel bleek er een verschil tussen de maaivormen ( $F_{7,32}=7.2$ ,  $P < 0.001$ ). De verschillen tussen de maaivormen zijn verder per meetjaar bekeken. Hieruit bleek dat er al in het jaar voor aanvang van het ritsbeheer verschillen waren in het aantal indicatoren tussen de locaties (ANOVA,  $F_{7,39}=6.1$ ,  $P < 0.001$ ), waarbij het later eenzijdig gemaaide blok (60x0) meer indicatoren bevatte dan de overige locaties. In het eerste jaar na het inzetten van het ritsbeheer waren nog steeds verschillen tussen de maaivormen aanwezig ( $F_{7,39}=2.4$ ,  $P = 0.045$ ), maar deze waren dusdanig klein dat ze niet konden worden aangetoond met een onderlinge vergelijking tussen de maaivormen. In het tweede jaar waren de verschillen groter ( $F_{7,39}=3.6$ ,  $P = 0.006$ ), waarbij de locatie met het eenzijdig gespaarde blok (60x0) meer indicatoren bevatte dan de maaivormen 12x12 en 12x24, terwijl de overige maaivormen een tussenpositie innamen.



**Figuur 2.18.** Totaal aantal taxa (A), het aantal indicatoren voor langzaam stromende laaglandbeken (B) en voor moerasbeken (C) per vegetatieopname bij verschillende maaivormen (gemiddelde  $\pm 1SE$ ,  $n = 5$  per beheersvorm) in de Oude Leij. Vegetatieopnames voor de verschillende vormen van ritsbeheer (breedte blok x breedte open gedeelte) ten opzichte van eenzijdig niet maaien 60x0 of regulier maaibeheer (Reg) 1 jaar voor het inzetten van het beheer (2016) en na jaar 1 en jaar 2 ritsbeheer zijn vergeleken. Per jaar is een vergelijking gemaakt tussen de maaivormen, waarbij significante verschillen op basis van multiple comparisons aangegeven zijn met verschillende letters. n.s. geen significante verschillen tussen maaivormen binnen het meetjaar.

**Figure 2.18.** Total number of taxa (A), the number of indicator taxa for lowland streams (B) and stream valley marshes (C) per vegetation releve for different patch configurations (average  $\pm 1SE$ ,  $n = 5$  per configuration) in the Oude Leij. Relevés for different configurations (length patch x length gap) and one-sided no mowing (60x0) and regularly mown (Reg) 1 year before (2016) and after 1 and 2 years of implementation of the new mowing regimes were compared. For each year a comparison is made between all configurations. Significant differences based on multiple comparisons are indicated with different letters, n.s. not significant.

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de vegetatiesamenstelling na het veranderen van het maaibeheer zijn Principal Response Curves genereerd per maaivorm. Voor alle maaivormen behalve configuratie 6x24 is een significant effect van de behandeling gevonden ( $P < 0.05$ ), waarbij tussen de 15.1 en 22.8% van de variatie in de vegetatiesamenstelling in de tijd door het maaibeheer verklaard werd. Alle maaivormen laten ten opzichte van de controle globaal dezelfde verandering zien in jaar 1 en vooral jaar 2 nadat met het ritsbeheer gestart is, die een toename van de afwijking ten opzichte van de controle laat zien (Figuur 2.19A). Dit geldt ook voor het aaneengesloten blok (Figuur 2.19B).



**Figuur 2.19.** Principal response curves van de effecten ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) van verschillende vormen van ritsbeheer (A) en één aaneengesloten gespaard blok (B) op de vegetatiesamenstelling van de gespaarde blokken in de Oude Leij. De gekleurde niet onderbroken lijnen geven het significante effect van de verschillende maaivormen (breedte gespaard blok x breedte opening tussen blokken) in de tijd weer ten opzichte van het regulier gemaaid controletraject (0-lijn x-as), waarbij ieder punt het gemiddelde is van 5 opnamen per jaar. De grijze onderbroken lijn is niet significant. Op tijdstip 0 is de beheersvorm ingezet.

**Figure 2.19.** Principal response curves for the effects ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) of different patch configurations (A) and one-sided no mowing (B) on the vegetation composition of the Oude Leij. The coloured lines depict the significant effects of the different configurations (length patch x length gap) in time in comparison to the regularly mown control section (0-line, x-axis), in which each point is the average of five samples. The grey dashed line is not significant. Time point 0 marks the start of the new mowing regimes.

Het minst effectief waren de configuraties 6x12 ( $\Delta C_{dt} = 0.121$ ) en de configuratie 6x24 die zelfs geen significant verschil gaf. De configuratie 6x6 gaf vooral een grote afwijking ten opzichte van de regulier gemaaide controle in het eerste jaar, groter dan de andere configuraties, terwijl alle 12 m lange blokken en het aaneengesloten blok pas in het tweede jaar de grootste verschillen in samenstelling bereikten. In de 6x6 configuratie nam het verschil in samenstelling juist weer af in jaar 2. De configuratie 12x12 gaf de grootste absolute verandering ( $\Delta C_{dt} = 0.641$ ), maar deze leek na het inzetten van het nieuwe beheer meer op de regulier gemaaide controle dan andere configuraties, waardoor het de vraag is wat de waarde van deze verandering precies is gezien de afwijking ten opzichte van de respons van de andere configuraties. De configuratie 12x24 gaf een kleiner verschil dan de andere 12-m-lange configuraties ( $\Delta C_{dt} = 0.198$ ), minder dan het aaneengesloten blok ( $\Delta C_{dt} = 0.294$ ). Daarmee geven de configuraties 6x4 ( $\Delta C_{dt} = 0.385$ ) en 12x4 ( $\Delta C_{dt} = 0.364$ ) het grootste verschil in samenstelling van de vegetatie, waarbij in 12x4 het verschil in jaar 2 nog niet is afgevlakt.

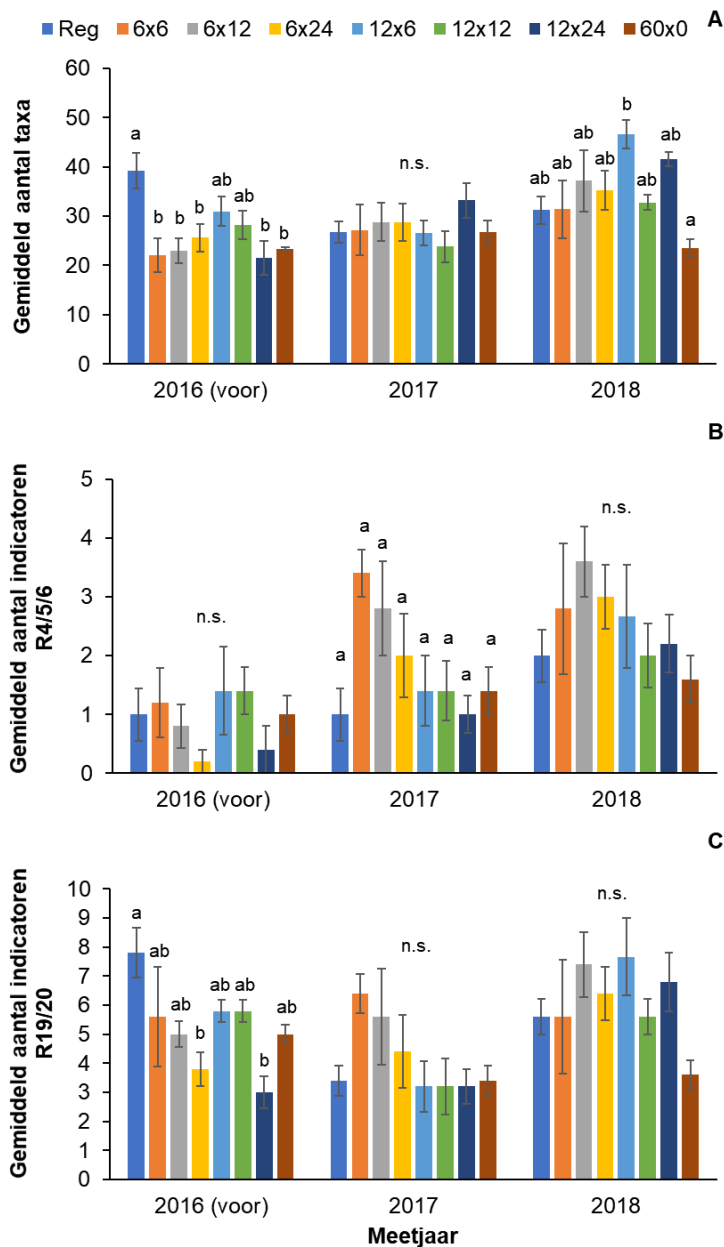
Wordt de bijdrage van de belangrijkste taxa bekeken die dit verschil veroorzaken (toename  $b_k > 0.5$ , afname  $b_k < -0.5$ , voorkomen in meerdere configuraties; Bijlage 6) dan bleek dit vooral te worden gestuurd door een afname na verandering van het maaibeheer van sterrenkroos (*Callitriche* spp.), pitrus (*Juncus effusus*), ruw beemdgras (*Poa trivialis*), gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), klein kroos (*Lemna minor*), fioningras (*Agrostis stolonifera*), veldrus (*Juncus acutiflorus*), grasmuur (*Stellaria graminea*), gladde witbol (*Holcus mollis*), smeewortel (*Symphytum officinale*), moeraswalstro (*Galium palustre*) en grote wederik (*Lysimachia vulgaris*). Alleen hondsdrif (*Glechoma hederacea*) neemt structureel toe in bedekking.

#### *Macrofauna Vlier*

In de Vlier is er een verschil in totale taxonrijkdome van de vegetatieblokken in de tijd (RM-ANOVA,  $F_{2,60}=13.1$ ,  $P<0.001$ ) en een significante interactie tussen het meetjaar en het effect van maaibeheer ( $F_{14,60}=2.4$ ,  $P=0.009$ ; Figuur 2.20A). De maaivorm zelf verschilt niet significant ( $F_{7,30}=2.3$ ,  $P=0.051$ ). Wordt er in meer detail gekeken naar de onderlinge verschillen in effecten tussen de maaivormen in de drie jaren, dan blijken er in het jaar voor het inzetten van het maaibeheer onderlinge verschillen in taxonrijkdome tussen de monsterlocaties te zijn (ANOVA,  $F_{7,39}=4.2$ ,  $P=0.002$ ). Het eerste jaar na het inzetten van het ritsbeheer verschilden de locaties niet meer ( $F_{7,39}=0.6$ ,  $P=0.738$ ), maar in het tweede jaar bleek de maaivorm 12x6 relatief rijk aan taxa, terwijl het aaneengesloten blok 60x0 relatief armer aan taxa was dan de andere configuraties ( $F_{7,37}=2.9$ ,  $P=0.019$ ).

Voor de positief dominante en kenmerkende taxa voor laaglandbeken is ook een effect van het meetjaar waargenomen (RM-ANOVA,  $F_{2,60}=15.5$ ,  $P<0.001$ ), maar geen significante interactie tussen jaar en het maaibeheer ( $F_{14,60}=1.1$ ,  $P=0.414$ ), wat aangaf dat er geen veranderingen zijn opgetreden na het inzetten van het nieuwe beheer (Figuur 2.20B). De maaivorm zelf verschilde wel ( $F_{7,30}=2.9$ ,  $P=0.019$ ). Wordt er in meer detail gekeken naar de onderlinge verschillen in effecten tussen de maaivormen in de drie jaren, dan blijken er in het jaar voor het inzetten van het maaibeheer geen verschil te zijn tussen de locaties (ANOVA,  $F_{7,39}=0.9$ ,  $P=0.511$ ). Het eerste jaar na het inzetten van het ritsbeheer is er wel een verschil ( $F_{7,39}=2.5$ ,  $P=0.032$ ), maar dit is zo klein dat een onderlinge vergelijking tussen de maaivormen in het meetjaar 2018 dit niet laat zien. Tenslotte is in het laatste meetjaar ook geen verschil gevonden ( $F_{7,39}=1.0$ ,  $P=0.421$ ).

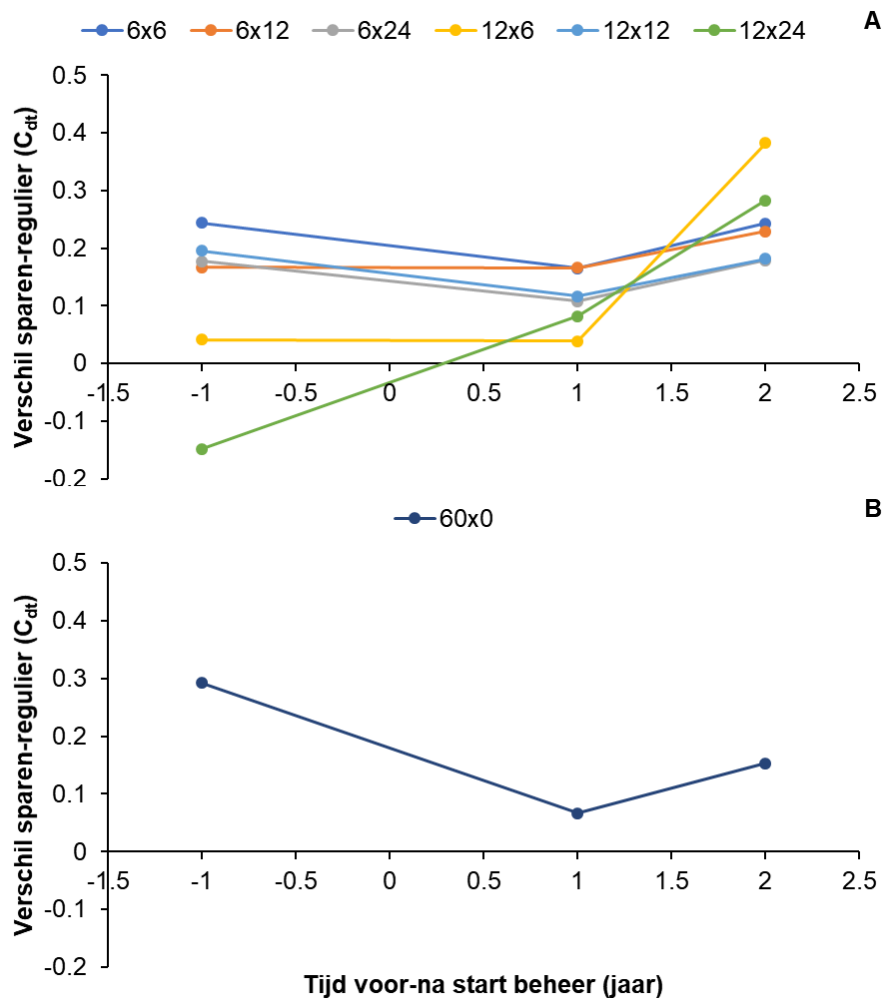
Voor de positief dominante en kenmerkende taxa voor de moerasbeken werd wederom een effect van jaar waargenomen (RM-ANOVA,  $F_{2,60}=8.1$ ,  $P=0.001$ ), alsmede een significante interactie tussen meetjaar en het effect van het maaibeheer ( $F_{14,60}=1.9$ ,  $P=0.044$ ; Figuur 2.20C). Het effect van maaivorm was niet significant ( $F_{7,30}=2.0$ ,  $P=0.085$ ). In het jaar voor de verandering van het maaibeheer waren er onderlinge verschillen in taxonrijkdome aanwezig (ANOVA,  $F_{7,39}=3.4$ ,  $P=0.008$ ), terwijl in de jaren na aanpassing van het maaibeheer geen significante verschillen meer werden waargenomen (2017  $F_{7,39}=1.7$ ,  $P=0.139$ ; 2018  $F_{7,39}=1.3$ ,  $P=0.267$ ).



**Figuur 2.20.** Totaal aantal macrofaunataxa (A), het aantal indicatoren voor beken (B) en voor moerasbeken (C) in de gespaarde blokken (gemiddelde  $\pm 1SE$ ,  $n = 5$  per beheersvorm) in de Vlier. De macrofauna aanwezig in de vegetatieblokken met verschillende vormen van ritsbeheer (breedte blok x breedte open gedeelte) ten opzichte van eenzijdig niet maaien 60x0 of regulier maaibeheer (Reg) 1 jaar voor het inzetten van het beheer (2016) en na jaar 1 en jaar 2 ritsbeheer zijn vergeleken. Per jaar is een vergelijking gemaakt tussen de maaivormen, waarbij significante verschillen op basis van multiple comparisons aangegeven zijn met verschillende letters. n.s. geen significante verschillen tussen maaivormen binnen het meetjaar.

**Figure 2.20.** Total number of macroinvertebrate taxa (A), the number of lowland stream indicator taxa (B) and stream valley marshes (C) for different patch configurations (average  $\pm 1SE$ ,  $n = 5$  per configuration) in the Vlier. The macroinvertebrates present in the vegetation patches of the different configurations (length patch x length gap) and one-sided no mowing (60x0) and regularly mown (Reg) 1 year before (2016) and after 1 and 2 years of implementation of the new mowing regimes were compared. For each year a comparison is made between all configurations. Significant differences based on multiple comparisons are indicated with different letters, n.s. not significant.

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de macrofaunagemeenschappen na het veranderen van het maaibeheer zijn Principal Response Curves genereerd per maaivorm. Voor alle locaties werd een significant effect van de behandeling gevonden ( $P < 0.05$ ), waarbij tussen de 8.4 en 15.1% van de variatie in de vegetatiesamenstelling in de tijd door het maaibeheer verklaard werd. Voor de meeste behandelingen bleek er een consistent verschil ten opzichte van de controle aanwezig te zijn, waaruit geen duidelijk stijgend of dalend patroon bleek na het inzetten van het ritsbeheer (Figuur 2.21A), zoals bijvoorbeeld voor de vegetatie het geval was. Dit gold ook voor het aaneengesloten vegetatieblok (Figuur 2.21B). Uitzondering waren de configuraties 12x6 en 12x24, die vooral in het tweede jaar een duidelijke verandering in de samenstelling van de macrofaunagemeenschap lieten zien.



**Figuur 2.21.** PRC Principal response curves van de effecten ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) van verschillende vormen van ritsbeheer (A) en één aaneengesloten blok (B) op de macrofaunasamenstelling van de blokken in de Vlier. De gekleurde niet onderbroken lijnen geven het significante effect van de verschillende maaivormen (breedte gespaard blok x breedte opening tussen blokken) in de tijd weer ten opzichte van het regulier gemaaid controletraject (0-lijn x-as), waarbij ieder punt het gemiddelde is van 5 monsters per jaar. Op tijdstip 0 is het beheer ingezet.

**Figure 2.21.** Principal response curves for the effects ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) of different patch configurations (A) and one-sided no mowing (B) on the macroinvertebrate assemblages of the Vlier. The coloured lines depict the significant effects of the different configurations (length patch x length gap) in time in comparison to the regularly mown control section (0-line, x-axis), in which each point is the average of five samples. Time point 0 marks the start of the new mowing regimes.

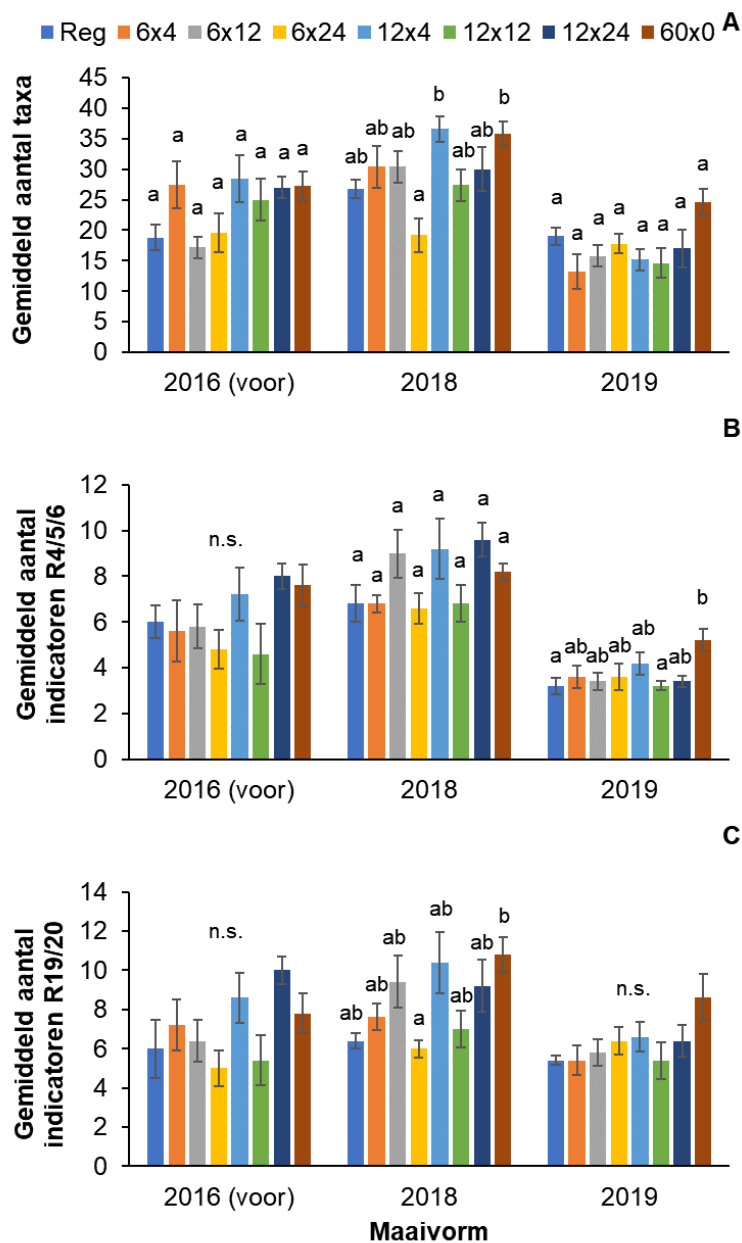
De respons van taxa in de configuraties die sterker verschilden van de controle in de tijd bleek voor 12x6 (120 taxa) voor 44% uit taxa die een toename lieten zien te bestaan en 15% taxa die afnamen. Voor de configuratie 12x24 (148 taxa) lagen deze percentages lager met een toename bij 28% van de taxa en een afname voor 6% van de taxa. De overige taxa waren indifferent en lieten daarmee geen structurele verandering in abundantie zien in de tijd voor de verschillende configuraties (Bijlage 7). Binnen de taxa die afnamen waren alleen de haft *Baetis vernus* en de watermijt *Piona pusilla* positieve indicatoren voor laaglandbeken en/of moerasbeken, de overige taxa hadden geen indicatiewaarde voor deze watertypen. Voor de taxa die toenamen gold dit voor in totaal vijf taxa; de vedermug *Paratendipes albimanus*, de zoetwaterborstelworm *Slavina appendiculata* en de watermijten *Lebertia inaequalis*, *Limnesia koenikei* en *Forelia variegator*.

Er is vervolgens gekeken of er een correlatie was tussen de taxonscores  $b_k$  voor de milieu- en habitatpreferenties van de aangetroffen taxa (Bijlage 8). In de Vlier werd een zwakke negatieve correlatie gevonden ( $\rho = -0.206$ ,  $P = 0.042$ ) met het aandeel  $\alpha$ -mesosaprobe en polysaprobe taxa voor de configuratie 12x24. De configuratie 12x6 leverde meer significante correlaties op, al waren ook deze correlaties relatief zwak: een negatieve correlatie met de preferentie voor moerassige omstandigheden ( $\rho = -0.251$ ,  $P = 0.036$ ) en een voorkeur voor waterplanten ( $\rho = -0.277$ ,  $P = 0.043$ ) en positieve correlaties met een voorkeur voor matig tot snelstromend water ( $\rho = 0.234$ ,  $P = 0.042$ ) en mesotrofe tot eutrofe omstandigheden ( $\rho = 0.249$ ,  $P = 0.030$ ).

#### *Macrofauna Oude Leij*

In de Oude Leij is er voor de totale macrofaunataxonrijkdom zowel een effect van het meetjaar (RM-ANOVA  $F_{2,64}=46.2$ ,  $P < 0.001$ ) als een significante interactie tussen meetjaar en maaivorm ( $F_{14,64}=2.2$ ,  $P = 0.015$ ; Figuur 2.22A). Ook waren er structurele verschillen in taxonrijkdom tussen de locaties waar verschillende maaivormen werden toegepast ( $F_{7,32}=4.5$   $P=0.001$ ), waarbij bijvoorbeeld het eenzijdig gemaaide blok (60x0) relatief rijker aan taxa was dan de maaivormen 6x12 en 6x24 en de regulier gemaaide controle. Vervolgens is per meetjaar naar de verschillen tussen de maaivormen gekeken. Hieruit bleek dat er in het jaar voor aanvang wel verschillen waren in rijkdom tussen de locaties (ANOVA,  $F_{7,39}=2.4$ ,  $P=0.044$ ), maar dat deze dusdanig klein waren dat er geen onderscheid gemaakt kon worden bij een onderlinge vergelijking van de maaivormen. In het eerste meetjaar na het inzetten van het beheer was er een groter verschil ( $F_{7,39}=4.2$ ,  $P = 0.002$ ), met een relatief hogere taxonrijkdom in de eenzijdig aaneengesloten gespaarde configuratie (60x0) en de configuratie 12x4 en een relatief lager aantal taxa voor de kleine meest geïsoleerde configuratie 6x24, terwijl alle andere situaties hier tussenin lagen. In het tweede meetjaar waren ook verschillen aanwezig ( $F_{7,39}=2.5$ ,  $P = 0.037$ ), maar deze waren dusdanig klein dat er geen onderscheid gemaakt kon worden bij een onderlinge vergelijking van de maaivormen.

Het aantal kenmerkende en positief dominante indicatoren voor laaglandbeken verschilde in de tijd (RM-ANOVA  $F_{2,64}=66.2$ ,  $P < 0.001$ ), maar er was geen significante interactie tussen jaar en maaivorm ( $F_{14,64}=1.1$ ,  $P = 0.390$ ; Figuur 2.22B). Dit geeft aan dat er geen verandering in de aantallen indicatoren is opgetreden in de jaren na aanvang van de andere vormen van maaibeheer. Het effect van maaivorm was overigens wel significant ( $F_{7,32}=3.0$ ,  $P = 0.015$ ), maar gaf geen structurele verschillen over de jaren. Wanneer de verschillende maaivormen per meetjaar werden vergeleken was de situatie voorafgaand aan het inzetten van het ritsbeheer niet significant verschillend voor de verschillende locaties (ANOVA,  $F_{7,39}=1.6$ ,  $P=0.180$ ), maar wel in 2018 ( $F_{7,39}=2.4$ ,  $P=0.046$ ) en 2019 ( $F_{7,39}=2.4$ ,  $P=0.041$ ). In 2018 waren de verschillen zo klein dat dit niet tot verschillen bij een onderlinge vergelijking van de maaivormen leidde. In 2019 was dit wel het geval en bleek het eenzijdig maaien (60x0) relatief meer indicatoren te bevatten dan het regulier gemaaide traject en de maaivorm 12x12. De overige maaivormen lagen qua aantal indicatoren hiertussen.



**Figuur 2.22.** Totaal aantal macrofaunataxa (A), het aantal indicatoren voor langzaam stromende laaglandbeken (B) en voor moerasbeken (C) bij verschillende maaivormen (gemiddelde  $\pm 1SE$ ,  $n = 5$  per beheersvorm) in de Oude Leij. Monsters genomen in de blokken met verschillende vormen van ritsbeheer (breedte blok x breedte open gedeelte) ten opzichte van eenzijdig niet maaien 60x0 of regulier maaibeheer (Reg) 1 jaar voor het inzetten van het beheer (2016) en na jaar 1 en jaar 2 ritsbeheer zijn vergeleken. Per jaar is een vergelijking gemaakt tussen de maaivormen, waarbij significante verschillen op basis van multiple comparisons aangegeven zijn met verschillende letters. n.s. geen significante verschillen tussen maaivormen binnen het meetjaar.

**Figure 2.22.** Total number of macroinvertebrate taxa (A), the number of indicator taxa for lowland streams (B) and stream valley marshes (C) for the different patch configurations (average  $\pm 1SE$ ,  $n = 5$  per configuration) in the Oude Leij. The macroinvertebrates present in the vegetation patches of the different configurations (length patch x length gap) and one-sided no mowing (60x0) and regularly mown (Reg) 1 year before (2016) and after 1 and 2 years of implementation of the new mowing regimes were compared. For each year a comparison is made between all configurations. Significant differences based on multiple comparisons are indicated with different letters, n.s. not significant.

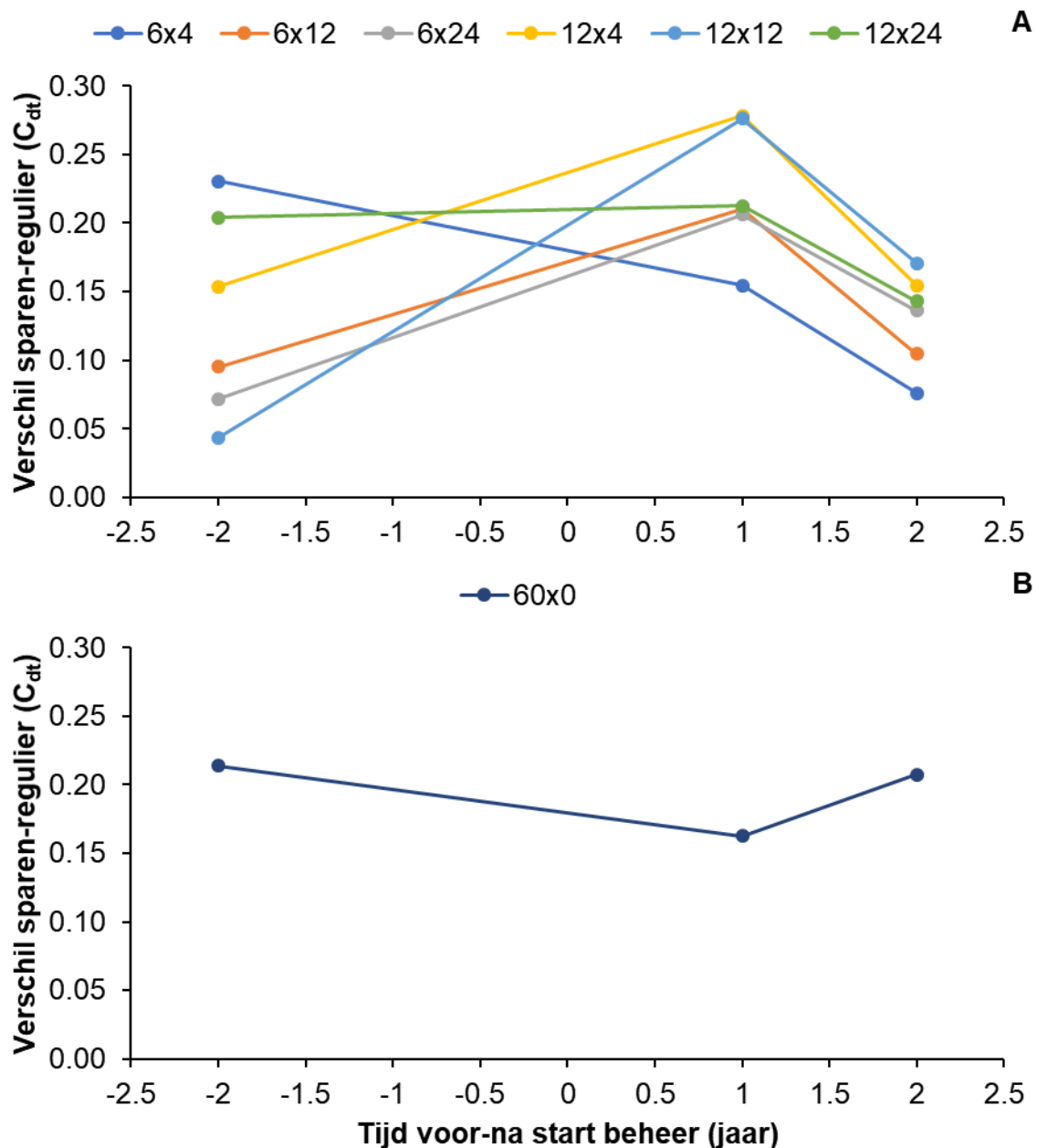


Het aantal kenmerkende en positief dominante indicatoren voor moerasbeken verschilde in de tijd (RM-ANOVA,  $F_{2,64}=9.6$ ,  $P < 0.001$ ), maar er was geen significante interactie tussen jaar en maaivorm ( $F_{14,64}=1.1$ ,  $P = 0.359$ ; Figuur 2.22C). Het effect van maaivorm was ook significant ( $F_{7,32}=4.6$ ,  $P = 0.001$ ) en gaf structurele verschillen over de jaren, waarbij de regulier gemaaide locatie en de 6x24 en 12x12 maaivormen een relatief kleiner aantal indicatoren bevatte ten opzichte van het eenzijdig gemaaide locatie (60x0). De overige maaivormen namen een tussenpositie in. Wanneer de maaivormen per jaar werden vergeleken was de situatie voorafgaand aan het inzetten van het ritsbeheer niet significant verschillend voor de verschillende locaties (ANOVA,  $F_{7,39}=2.1$ ,  $P=0.068$ ), maar wel in 2018 ( $F_{7,39}=3.2$ ,  $P=0.011$ ). In 2018 bevatte de eenzijdig maaien locatie (60x0) relatief meer indicatoren dan het de maaivorm 6x24 en namen de andere locaties een tussenpositie in. In 2019 was er wederom geen verschil in het aantal indicatoren tussen de locaties ( $F_{7,39}=1.8$ ,  $P = 0.117$ ).

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de macrofaunagemeenschappen na het veranderen van het maaibeheer zijn Principal Response Curves gegenereerd per maaivorm. Voor alle locaties werd een significant effect van de behandeling gevonden ( $P < 0.05$ ), waarbij tussen de 7.9 en 13.4% van de variatie in de vegetatiesamenstelling in de tijd door het maaibeheer verklaard werd. In het eerste jaar na het inzetten van het ritsbeheer was er voor de configuraties 6x12, 6x24, 12x4 en 12x12 een positieve verandering, waarbij de grootste verandering ten opzichte van de regulier gemaaide controle gevonden werd voor de configuratie 12x12 ( $\Delta C_{dt} = 0.223$ ; Figuur 2.23A). De configuraties 6x4 en 12x24 lieten deze positieve verandering niet zien. In het tweede jaar leek de samenstelling van de levensgemeenschappen weer meer op die van het controletraject, dit gold voor alle configuraties. In het aaneengesloten gespaarde blok werd geen duidelijke respons waargenomen (Figuur 2.23B).

Taxa die sturend waren voor de verandering in de configuraties 6x12, 6x24, 12x4, 12x12 namen zowel toe (17-27%) als af (16-24%) na het inzetten van het ritsbeheer (Bijlage 9). In totaal betrof dit 74 taxa, waarvan in totaal 24 indicatoren voor laaglandbeken en/of moerasbeken. Onder de taxa die afnamen was dit voor 6 taxa het geval in meerdere tot alle configuraties; de waterkever *Agabus didymus*, de vedermuggen *Macropelopia adauca*, *Paratendipes albimanus* en *Limnophyes*, de slak *Radix auricularia* en de zoetwaterborstelworm *Lumbriculus variegatus*. Een structurele toename werd waargenomen voor in totaal 11 taxa: de waterkever *Oulimnius tuberculatus*, de kokerjuffer *Oxyethira* spp., de vedermuggen *Micropsectra* spp., *Metriocnemus hirticollis* agg., *Conchapelopia melanops* en *Phaenopsectra* spp., de meniscusmug *Dixella* spp, de langpootmug *Helius* spp, de steenvlieg *Nemoura cinerea*, de slak *Potamopyrgus antipodarum* en de watermijt *Lebertia inaequalis*.

Tenslotte is gekeken of er een correlatie was tussen de taxonscores  $b_k$  (configuraties 6x12, 6x24, 12x4 en 12x12) en de milieu- en habitatpreferenties van de aangetroffen taxa (Bijlage 8). Er werd alleen een zwakke negatieve correlatie gevonden tussen de positieve respons op ritsbeheer en een voorkeur voor stagnante omstandigheden, en dan alleen voor 6x12 ( $\rho = -0.290$ ,  $P = 0.021$ ) en 12x4 ( $\rho = -0.245$ ,  $P = 0.049$ ) en niet voor de overige twee configuraties.



**Figuur 2.23.** PRC Principal response curves van de effecten ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) van verschillende vormen van ritsbeheer (A) en één aaneengesloten gespaard blok (B) op de macrofaunasamenstelling van de blokken in de Oude Leij. De gekleurde lijnen geven het significante effect van de verschillende maaivormen (breedte gespaard blok x breedte opening tussen blokken) in de tijd weer ten opzichte van het regulier gemaaid controletraject (0-lijn x-as), waarbij ieder punt het gemiddelde is van 5 monsters per jaar. Op tijdstip 0 is het beheer ingezet.

**Figure 2.23.** Principal response curves for the effects ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) of different patch configurations (A) and one-sided no mowing (B) on the macroinvertebrate assemblages of the Oude Leij. The coloured lines depict the significant effects of the different configurations (length patch x length gap) in time in comparison to the regularly mown control section (0-line, x-axis), in which each point is the average of five samples. Time point 0 marks the start of the new mowing regimes.

## 2.5 Synthese en discussie

Het onderzoek had als doel meer inzicht te krijgen in wat vanuit ecologisch oogpunt de meest effectieve manier is van extensiever maaien in genormaliseerde en gekanaliseerde, vaak overgedimensioneerde beken in landbouwgebied. De effecten van verschillende maaivormen zijn onderzocht, namelijk eenzijdig aaneengesloten sparen, eenzijdig ritsbeheer (met verschillende lengtes van gespaarde vegetatieblokken en onderlinge blokafstanden) en tweezijdig sparen waarbij alleen de stroombaan werd gemaaid. De effectiviteit is afgeleid aan de hand van de respons van de oever- en watervegetatie en de macrofauna. Hierbij is alleen gekeken naar de korte termijn, het maximaal 2 jaar sparen van de vegetatiezoom.

### *Stroombaanmaaien*

Ten opzichte van regulier gemaaide trajecten had stroombaanmaaien geen structurele positieve of negatieve effecten op de totale taxonrijksdom en bedekking van individuele plantentaxa in zowel de oeverzone als het open water. Hetzelfde gold voor de positieve indicatoren voor zowel laaglandbeken als moerasbeken. Het maakte hierbij niet uit of er 1 of al 2 jaar stroombaanmaaien werd toepast. De variatie in respons tussen de meetlocaties was echter aanzienlijk, wat aangeeft dat er wel beekspecifieke verschillen optraden.

Aangezien de vegetatiezoom langs de oevers wel in omvang toenam, geeft dit aan dat stroombaanmaaien tot gevolg had dat de al aanwezige vegetatie zich uitbreidde waarbij de dominantieverhoudingen tussen de plantentaxa zoals die al aanwezig waren voor het inzetten van de nieuwe beheersvorm in stand bleven. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat in het onderzoek gewerkt wordt met visuele inschattingen van bedekkingsklassen van planten waardoor relatief grotere veranderingen nodig zijn om effecten vast te stellen dan wanneer er bijvoorbeeld met biomassa gewerkt zou worden. Het uitblijven van grote effecten op de vegetatie is niet uniek en werd bijvoorbeeld ook waargenomen in maaixperimenten met onder andere stroombaanmaaien in Denemarken, waarbij de proef zelfs vier jaar liep (Baatrup-Pedersen en Riis, 2004).

Er werd een hogere bedekking van de groep plantentaxa met een voorkeur voor minder voedselrijke standplaatsen (preferentie oligo- of mesotroof) in de oeverzone van de stroombaanmaaien trajecten vastgesteld, maar op basis van de taxonspecifieke analyse (IndVal) bleek geen van de aangetroffen plantentaxa een uitgesproken voorkeur te hebben voor ofwel regulier gemaaide ofwel stroombaanmaaien trajecten. De gevonden hogere bedekking was dus niet direct te herleiden tot een structurele uitbreiding van bepaalde soorten in de niet meer gemaaide oeverzone van de verschillende beken ten opzichte van de regulier gemaaide controletrajecten. Wat er aan dit resultaat ten grondslag ligt is daardoor lastig te duiden.

De respons van de macrofauna op het stroombaanmaaien was sterker dan die voor de vegetatie werd waargenomen. De landelijke analyse liet zien dat na het inzetten van stroombaanmaaien de aantallen macrofauna toenamen, maar dit leidde niet tot een hogere biodiversiteit of een toename van het aantal indicatoren voor laagland- of moerasbeken. Niet-maaien zorgde dus niet voor het verschijnen van nieuwe soorten in de trajecten. Het lijkt er dus op dat de taxa die al in de watergang aanwezig waren profiteerden van de veranderde omstandigheden.

Deze populatiegroei in de gespaarde vegetatie kan worden verklaard door een toegenomen hoeveelheid structuur in de watergang en de functies die dit heeft voor de fauna: meer habitat, in de vorm van vestigingsplaatsen, voedsel etc. maar ook bijvoorbeeld schuilplaatsen waardoor het predatierisico of de kans op wegspoelen tijdens hoge afvoeren verminderd wordt (Verdonschot et al., 2012; Verdonschot et al., 2017; Wolters et al., 2018).

Een andere functie van de toegenomen vegetatiestructuur is dat het meer organisch materiaal vasthoudt, met name tijdens hoge afvoeren, dit is voordelig in een laag-productief systeem met

een geringe beschikbaarheid van organisch materiaal, maar in de voedselrijke hoogproductieve systemen zoals hier onderzocht zijn werkt dit negatief door op het ecosysteem. Er treedt in langzaam stromend water namelijk in de zich uitbreidende emergente vegetatie in de gespaarde zone steeds meer ophoping van organisch materiaal plaats (Wilkes et al., 2019), met name fijn organisch materiaal (FPOM) extern vanaf aanliggende percelen en intern afkomstig van afgestorven planten, algen en micro-organismen, waardoor in de zoom verrijking en organische belasting optreedt. Dit is in dit onderzoek niet direct gemeten, maar wordt wel geïndiceerd door de macrofauna. Taxa die een toename lieten zien hadden namelijk een voorkeur voor het slib, organisch belaste en voedselrijke omstandigheden. Deze bevinding laat zien dat de macrofauna anders reageert op de verandering van het beheer (en de effecten daarvan) dan de vegetatie en dat de effecten van stroombaanmaaien anders doorwerken onder water in de vegetatie dan boven water hoger op de oevers. Immers zagen we dat op de oever juist planten van minder voedselrijke standplaatsen in bedekking toenamen. Dit zou een indicatie kunnen zijn dat de negatieve effecten vooral optreden vanuit de beek zelf, via slib of nutriënten die met het beekwater worden aangevoerd en zo de omstandigheden in de gespaarde vegetatiezoom voor de macrofauna verslechteren.

Naast de effecten op trajectschaal is er voor de locaties waar stroombaanmaaien is onderzocht ook gekeken naar de hoeveelheid variatie die verklaard werd door het maai-beheer ten opzichte van andere sturende factoren variërend van landgebruik tot hydrologische en morfologische parameters. Hieruit bleek dat zowel voor de samenstelling van de vegetatie als voor de macrofauna het maai-beheer slechts een kleine bijdrage had, terwijl factoren zoals stroming, het landgebruik van de aanliggende percelen en de substraatsamenstelling veel meer verklarend waren. Deze constatering geeft direct de bottleneck aan voor kleinschalige maatregelen; milieufactoren die op een groter schaalniveau spelen (beek, stroomgebied) hebben in veel gevallen een sterk sturende en overheersende rol en beïnvloeden zo de ecologie in een traject (Leps et al., 2015). In dit onderzoek zijn alleen beken in landbouwgebied onderzocht die in hoge mate onder druk staan. Dit roept de vraag op wat voor effect het extensiveren van het maai-beheer heeft in beken waarin stressoren een minder grote rol spelen; is het effect van stroombaanmaaien op de ecologische waarden in dat geval groter?

#### *Eenzijdig de vegetatie sparen of stroombaanmaaien?*

De verschillen in respons van de vegetatie die in de landelijke stroombaanmaaienproef werden gevonden kwamen ook naar voren in het onderzoek waarbij eenzijdig en tweezijdig sparen van de vegetatie is onderzocht, waarbij slechts in 1 van de 3 onderzochte beken, de Vlier, een duidelijke verandering van de vegetatiesamenstelling door het maaien gedurende 1 of 2 jaar te staken optrad. In de andere beken bleef de vegetatiebedekking gelijk. Dit wil overigens niet zeggen dat er geen uitbreiding optrad, omdat er gewerkt is met de Tansley-vegetatiebedekkingsschaal en niet met de absolute oppervlaktes die de verschillende plantentaxa innamen. In de Vlier, de enige beek waar de verhouding in de bedekkingen veranderde, waren er duidelijke verschillen tussen het maaien 1 of 2 jaar achterwege laten, waarbij het effect voor de eenzijdig gespaarde trajecten groter was dan de stroombaanmaaientrajecten en het effect na 1 jaar sparen groter was dan na 2 jaar sparen. De respons van de plantensoorten was complex, sommige soorten profiteerden van zowel 1 en 2 jaar sparen, terwijl andere juist pas bij 2 jaar sparen een respons lieten zien of juist alleen in de 1 jaar gemaaide trajecten en daarna afnamen in bedekking, waarschijnlijk samenhangend met specifieke planteigenschappen (Baatrup-Pedersen en Riis, 2004).

Het effect van stroombaanmaaien en eenzijdig sparen op de macrofaunasamenstelling was groter dan op de vegetatie. Werd er 1 jaar gespaard, dan sorteerde stroombaanmaaien een groter effect dan eenzijdig sparen. Dit verschil verdween grotendeels bij twee jaar sparen, waarbij de eenzijdig gespaarde vegetatie zelfs een iets groter effect gaf dan stroombaanmaaien. Er waren taxa die positief (5-36% van het totale aantal taxa), negatief (11-45%) of niet (49-56%) reageerden, in beide jaren of in slechts 1 jaar, zowel wat betreft positief dominante en kenmerkende taxa voor

laagland- en moerasbeken als niet-indicatoren. De respons is daarmee dus taxonspecifiek en hoogstwaarschijnlijk gerelateerd aan de mate waarop de taxa gebonden zijn aan de structuur die de vegetatie biedt (Wolters et al., 2018). Dat er tevens veel taxa zijn die niet reageren is niet verwonderlijk, omdat levensgemeenschappen die in frequent gemaaide watergangen voorkomen in hoge mate resistent zijn tegen verstoring door maaien (Beltman, 1987; Ward-Campbell et al., 2017); deze vorm van verstoring is immers al decennia aan de gang.

Een positieve respons kwam bij de macrofauna meer voor in de 1-jaar gespaarde vegetatie dan in de 2-jaar gespaarde vegetatie. Wordt specifiek gekeken naar de KRW-indicatoren dan verschilt het beeld tussen de jaren voor de Groote Aa en de Vlier. In de Groote Aa daalt het totaal aantal taxa dat een positieve respons laat zien weliswaar tussen de 1-jaar en 2-jaar gespaarde vegetatie, maar de overgebleven taxa zijn grotendeels indicatoren. Ook waren er juist een aantal taxa die pas in het tweede jaar sporen een respons lieten zien. De respons na 1 jaar niet-maaien correspondeert met een voorkeur voor relatief snelstromend water, maar dit verband is weer verdwenen in het tweede jaar. In de Vlier daalt het aantal indicatoren in de groep die een positieve respons laat zien minder sterk wanneer de 1-jaar gespaarde trajecten en 2-jaar gespaarde trajecten worden vergeleken, maar stijgt het aantal indicatoren in de groep die een negatieve respons laat zien wel aanzienlijk. Dit patroon correspondeert met een toename van taxa met een preferentie voor organisch belaste en eutrofe omstandigheden.

Stromingsminnende taxa profiteerden van het niet-maaien, direct via een voorkeur voor hoge stroomsnelheden en indirect via een hoog aandeel taxa met een preferentie voor mineraal substraat. Kortom, de toegenomen hoeveelheid structuur in het water en de beschikbaarheid van randhabitat waar relatief veel stroming is werken positief door op een deel van de macrofaunagemeenschap, maar deze voordelen lijken in de tijd te verminderen door een te grote biomassa-productie in de vegetatiezone, wat leidt tot lagere stroomsnelheden, het optreden van verslibbing en de daaruit volgende eutrofiëring en/of organische belasting (Gurnell et al., 2006). Het effect van stroomsnelheid kwam niet naar voren uit het eerste onderzoek naar stroombaanmaaien, in tegenstelling tot de indicaties voor saprobiëring en eutrofiëring. Waarschijnlijk is dit het gevolg van het aantal jaren dat stroombaanmaaien op de locaties werd toegepast; dit beheer was op veel van de studielocaties in het eerste onderzoek al meerdere jaren ingezet voor de metingen werden uitgevoerd en contrasteert daarmee met het onderzoek aan de nieuw ingerichte trajecten in de Brabantse beken.

#### *Ritsbeheer*

Het alternerend maaien en niet-maaien van blokken vegetatie lijkt op een natuurlijke situatie met een terugwijkende of instekende oeverlijn en kan zorgen voor meer gradiënten en habitatdiversiteit in het beekstelsel, wat zich weer vertaalt in meer biodiversiteit (Verdonschot, 1991; Nijboer, 2000). Voor de vegetatie in de gedurende 2 jaar onderzochte beken de Vlier en de Oude Leij kwam dit beeld echter niet naar voren. Ritsbeheer leidde niet tot een hogere taxonrijckdom van de vegetatie in de gespaarde blokken ten opzichte van de regulier gemaaide delen. Ook het aantal positieve indicatoren voor laagland- en moerasbeken werd niet beïnvloed door het ritsbeheer.

Ritsbeheer had wel effect op de bedekking van de plantentaxa, met name in de Vlier. In de Oude Leij waren de verschillen met volledig eenzijdig sporen van de vegetatie klein. Kleine blokken sporen (6 m lang) die dichtbij elkaar liggen (4-6 m tussenruimte) had vooral in het eerste jaar een effect op de bedekkingen, wat aangaf dat het creëren van een heterogene 'oever'-lijn invloed had op de ontwikkeling van de aanwezige planten. Lagen de kleine blokken verder uit elkaar (12 of 24 m tussenruimte), als een soort eilandjes in een verder regulier gemaaide oever, dan verdween deze toegevoegde waarde weer, zeker bij de grootste tussenruimte.

Grotere veranderingen werden waargenomen voor de langere gespaarde blokken (12 m), waarbij met name in het tweede jaar de grootste veranderingen optraden en de verandering ten opzichte van de controle het grootst waren voor de blokken met de kleinere tussenruimten (4-12 m).

Net zoals in de andere onderzoeken waren er taxa die profiteerden van het niet-maaien van de blokken en zich uitbreidden, en taxa die juist afnamen in bedekking of niet reageerden. Drijfbladplanten, zoals veenwortel (*Persicaria amphibia*), gele plomp (*Nuphar lutea*) en diverse kroossoorten (Lemnaceae) namen toe, net zoals de emerse planten riet (*Phragmites australis*) en naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*) en de submerse planten smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) en gedoornd hoornblad (*Ceratophyllum demersum*). Tegelijkertijd nam de bedekking van sterrenkroos (*Callitriche* spp.), fioringras (*Agrostis stolonifera*), kleine egelskop (*Sparganium emersum*), rietgras (*Phalaris arundinacea*) en gele lis (*Iris pseudacorus*) af.

Dat het heterogener maken van de vegetatiezoom invloed heeft op de bedekkingen en dan met name bij de kleinere tussenruimtes, zou in de Vlier te maken kunnen hebben met het creëren van vegetatieranden met stromingsluwe omstandigheden tussen de gespaarde vegetatieblokken, gezien de toename van kroossoorten, die luwte nodig hebben om zich optimaal te ontwikkelen, en drijfbladplanten die ook veel in stilstaande wateren voorkomen (gele plomp (*Nuphar lutea*), veenwortel (*Persicaria amphibia*)). Bij grotere tussenruimtes wordt de invloed van de stroomgeul op de randen groter en verdwijnt het effect op de bedekkingen.

Dat de langere blokken grotere veranderingen in bedekking lieten zien dan de kortere vegetatieblokken zou eenzelfde type effect kunnen zijn, waarbij grotere gespaarde blokken bijvoorbeeld meer bescherming bieden tijdens hoog water of meer materiaal invangen zodat er meer interne heterogeniteit in groeiomstandigheden in een groter vegetatieblok aanwezig is. Dat verschillen in bedekkingen vervolgens weer ontbreken in het aaneengesloten eenzijdig gespaarde blok geeft aan dat de openingen toch een zekere heterogeniteit in omstandigheden introduceren.

De macrofauna reageerde verschillend op het ritsbeheer in de twee onderzochte beken.

In de Vlier waren er pas in het tweede jaar dat de vegetatieblokken gespaard werden verschillen in totale taxonrijkdom, waarbij het aaneengesloten vegetatieblok armer was aan taxa dan de andere configuraties, inclusief de regulier gemaaide controle. Dit zou kunnen wijzen op degradatie van de omstandigheden in de gespaarde vegetatie in de tijd zoals al in de andere onderzoeken naar voren kwam.

Het beeld voor de Oude Leij was anders, waar juist in het eerste jaar na het inzetten van het ritsbeheer verschillen in totale taxonrijkdom aanwezig waren, waarbij het aaneengesloten eenzijdig gemaaide blok en de configuratie met de grootste blokken en de kleinste tussenruimtes juist relatief rijk aan taxa waren. In het tweede jaar waren deze verschillen weer verdwenen. Dit zou kunnen indiceren dat een aanvankelijk voordeel van meer structuur door verdergaande vegetatieontwikkeling en de daarmee samengaande degradatie van milieuomstandigheden in jaar 2 tenietgedaan werd. De effecten van de totale taxonrijkdom waren niet consistent met de rijkdom aan kenmerkende en positief dominante taxa van laagland- en moerasbeken, wat aangeeft dat het niet de taxa, die relevant zijn voor de ecologische kwaliteit, waren die het verschil veroorzaakten in totale taxonrijkdom.

Wat betreft veranderingen in de samenstelling van de levensgemeenschap werden voor de meeste configuraties in de Vlier geen consistente veranderingen gevonden en het patroon voor het eenzijdig aaneengesloten vegetatieblok was in de meeste gevallen vergelijkbaar met dat van het ritsbeheer. In de twee configuraties die wel een verandering in samenstelling hadden (12x6 en 12x24) lieten meer taxa een positieve respons zien (28-44% van het totaal) dan een negatieve respons (6-15%), maar het betrof slechts een klein aantal indicatoren voor laaglandbeken of moerasbeken.

In de Oude Leij waren na het inzetten van het ritsbeheer grotere verschillen in samenstelling aanwezig voor maar liefst 4 configuraties (6x12, 6x24, 12x4, 12x12) en week de respons van het ritsbeheer wel af van het aaneengesloten blok, maar dit was net zoals voor de taxonrijkdome beperkt tot het eerste jaar sparen van de vegetatie. Taxa namen zowel toe (17-27%) als af (16-24%), waarbij in beide groepen indicatoren werden aangetroffen.

Deze verschillen in respons tussen de beide beken en individuele taxa maken het lastig de toegevoegde waarde van het ritsbeheer te duiden. In ieder geval is de omvang van het effect relatief beperkt en werkt het met name in op de aantallen en bedekking van planten en macrofauna. Het is dan ook maar de vraag of de gevonden verschillen voldoende overtuigend zijn om de extra inspanning te leveren om ritspatronen te maaien ten opzichte van eenvoudiger maai vormen als stroombaanmaaien en eenzijdig vegetatie sparen.





## 3. Ecologische effecten van het inbrengen van dood hout

### 3.1 Inleiding

In Nederland werd tot voor kort door de waterbeheerders een strikt schoningsbeleid gevoerd, waarbij ingevallen hout in de vorm van afgebroken takken en omgevallen bomen direct uit de beken verwijderd werden om vrije doorstroming te garanderen en opstuwing te voorkomen. Alleen lokaal en vaak in bijzondere situaties, zoals in de Rode beek in de Meinweg (Limburg) waar de beek in een moerasbos ligt en de landsgrens vormt, is relatief oud beekhout aanwezig (Figuur 3.1). Door hout uit de beek te verwijderen gaat een breed scala aan positieve effecten voor het beekecosysteem verloren, omdat hout zorgt voor, onder andere, substraat- en stromingsvariatie, het invangen van organisch materiaal, het vastleggen van de beekbodem, waterretentie en habitat (schuilplaats, voedsel, hechtplaats) voor organismen (Verdonschot et al., 2016).



**Figuur 3.1.** Natuurlijke houtpakketten in de Rode beek in de Meinweg, Limburg.

**Figure 3.1.** Natural large wood patches in the stream Rode Beek in the nature reserve the Meinweg, province of Limburg.

Met toenemende aandacht voor beekherstel kwam na de eeuwwisseling de toepassing van dood hout als beekherstelmaatregel in beeld. Het eerste gedocumenteerde project, waarbij de effecten van het inbrengen van hout werden gemonitord voor en na de ingreep, vond plaats in de Jufferbeek in Twente, waar in 2006 over een lengte van 300 m hout in de vorm van takkenbossen werd aangebracht (Didderen et al., 2008).

Daarna volgden meer locaties, zoals het Gastersche diep (2008; Hofstra, 2014), de Snelle loop (2012; Verdonschot et al., 2016) en een aantal projecten parallel aan elkaar in het STOWA-project 'Beekdalbreed hermeanderen' met houtinbrengprojecten in de Leuvenumse beek, Lunterse beek, Tongelreep en de Tungelroyse beek (Verdonschot et al., 2012). Het grootste houtinbrengproject van Nederland ligt op dit moment in de Leuvenumse beek, waar waterschap Vallei en Veluwe en Natuurmonumenten in de periode 2011-2014 ongeveer 100 houtpakketten hebben ingebracht over een beeklengte van circa 5 kilometer. Een belangrijk neveneffect van het actief inbrengen van hout is dat daarmee ook het verwijderen van natuurlijk ingevallen hout verleden tijd is, waardoor in deze trajecten ook buiten de pakketten zelf het aandeel hout toeneemt. Met name na zware stormen kan de aanwas van ingevallen hout groot zijn (Figuur 3.2). Daarnaast kunnen ook de knaag- en dammenbouwactiviteiten van bevers zorgen voor een aanzienlijke houtaanvoer in beken.



**Figuur 3.2.** *Natuurlijke aanvoer van hout in de Leuvenumse beek na een storm. In dit traject mag de natuur haar gang gaan en wordt hout niet meer verwijderd.*

**Figure 3.2.** *Storm derived large wood in stream Leuvenum. In this stream section large wood is not removed during cleaning operations by water managers.*

Het inbrengen van hout in beken of het niet meer verwijderen van ingevallen hout is een relatief eenvoudig uitvoerbare en daarmee kosteneffectieve maatregel. Het is dan ook niet verwonderlijk dat deze maatregel op steeds meer plaatsen wordt toegepast (Kail et al., 2007; Grabowski et al., 2019). De vraag is echter of met deze maatregel succes gegarandeerd is, tenminste wat betreft de positieve effecten op de macrofauna, of dat er bepaalde randvoorwaarden zijn waaraan eerst voldaan moet worden. Het doel van dit onderzoek is meer kennis genereren over de effectiviteit van het inbrengen van hout als beekherstelmaatregel in Nederland. Deze kennis kan vervolgens gebruikt worden om de richtlijnen voor het beheer en beleid te verbeteren, zodat de maatregel zo effectief mogelijk kan worden ingezet.

Om effecten te kunnen vaststellen wordt de macrofauna als belangrijkste indicatorgroep gebruikt, omdat deze organismen wat betreft soortspecifieke indicatiewaarden voor sleutelfactoren en de schaal (zowel qua ruimtegebruik als in de tijd) waarop ze gebruik maken van houtpakketten het meest passend is om de onderzoeksvragen te beantwoorden.

De drie hoofdonderdelen van het onderzoek zijn:

1. Landelijke analyse, waarin de resultaten van houtinbrengprojecten verspreid over het hele land worden gecombineerd om te bekijken of het mogelijk is generieke uitspraken te kunnen doen over de effecten op de macrofauna.
2. Onderzoek naar de effectiviteit van het inbrengen van verschillende typen houtpakketten in de beek; welk type houtpakket geeft de beste resultaten vanuit ecologisch perspectief?
3. Onderzoek naar het verouderen van houtpakketten; zijn de ecologische effecten direct aanwezig of gaat hier meer tijd overheen?

## 3.2 Landelijke vergelijking effecten houtpakketten

### 3.2.1 Inleiding

In een vergelijkende internationale studie vonden Roni et al. (2015) dat in ongeveer de helft van 21 studies naar houtinbrengprojecten geen of negatieve effecten in de aantallen en diversiteit van ongewervelden werden gevonden. Ook in andere buitenlandse onderzoeken bleek dat factoren als de milieuomstandigheden ter plaatse en eigenschappen van de houtpakketten, zoals de leeftijd en manier waarop de pakketten zijn aangebracht, het effect beïnvloeden (Gerhard en Reich, 2000; Benke en Wallace, 2003; Johnson et al., 2003; Scealy et al., 2007).

De vraag is of dit ook voor de Nederlandse laaglandbeken geldt. In dit hoofdstuk worden daarom de effecten van houtinbrengprojecten op de macrofauna verspreid over het hele land gecombineerd om te bekijken of het mogelijk is generieke uitspraken te kunnen doen over de effectiviteit van deze maatregel. Hierbij wordt gekeken naar zowel de macrofauna die op het hout leeft als die tussen het hout in de overige substraten te vinden is. Telkens worden trajecten met houtpakketten vergeleken met trajecten waar geen hout is ingebracht. Om een beeld te krijgen van de verschillen in omstandigheden tussen de locaties is aanvullend een set milieugegevens verzameld.

### 3.2.2 Aanpak

#### Locatieselectie

Op 12 locaties op de hogere zandgronden verspreid over het land zijn trajecten in langzaam stromende laaglandbeken met en zonder houtpakketten met elkaar vergeleken (Tabel 3.1). Omdat het doel van de studie was generieke uitspraken te kunnen doen over het toepassen van de beheermaatregel 'het inbrengen van hout in de beek' is er gestreefd naar een zo groot mogelijke geografische spreiding van de monsterlocaties. Dit heeft wel als gevolg dat er grote verschillen zijn tussen de locaties in bijvoorbeeld het watertype, landschappelijke setting en het jaar van aanleg.

**Tabel 3.1.** Meetlocaties landelijk onderzoek inbrengen houtpakketten.

**Table 3.1.** Large wood study sites in the Netherlands.

Beek	Waterschap	Coördinaten trajecten				Type KRW	Jaar van inbreng
		Hout afwezig		Hout aanwezig			
		x	y	x	y		
Beekloop	De Dommel	155.565	368.491	155.471	368.023	R4	2015
Dommel de Hogt	De Dommel	157.810	379.283	158.083	379.318	R6	2013
Tongelreep	De Dommel	162.244	376.485	162.508	375.933	R5	2010
Lactariabeek	Aa en Maas	191.972	399.957	191.866	399.515	R4	2014
Leuvenumse beek	Vallei en Veluwe	177.209	480.168	176.993	482.425	R5	2011/14
Merkske	Brabantse Delta	117.388	380.931	115.301	381.955	R4	2015
Buurserbeek	Rijn en IJssel	245.494	461.724	245.579	461.724	R5	2014/15
Ramsbeek	Rijn en IJssel	244.634	454.358	244.656	454.274	R5	2018
Osink-Bemersbeek	Rijn en IJssel	250.297	439.928	250.209	440.015	R4	2018
Oostrumschebeek	Limburg	197.941	392.410	198.100	392.719	R5	2017
Tungelroyse beek	Limburg	191.300	361.500	191.600	361.450	R5	2011
Anloërdiepje	Hunze en Aa's	241.009	563.261	240.566	563.492	R4	natuurlijk

Een aantal beken heeft te lijden gehad onder de droogte van 2018 en 2019, waardoor sommige trajecten zijn drooggevallen in de periode voorafgaand aan de bemonstering. Het gaat om het houttraject van de Leuvenumse beek, dat in de zomer van 2018 droog is geweest.

De Lactariabeek is zowel in 2018 als in 2019 drooggefallen. De Beekloop is in de zomer van 2018 enkele dagen drooggefallen, waarna met behulp van een grondwaterpomp de beek kunstmatig watervoerend is gehouden. Droogval heeft grote effecten op de macrofauna van beken (Verdonschot et al., 2020), daarom is droogval in de analyses als een aparte parameter meegenomen. Wanneer er twee jaar data beschikbaar was, is gekozen voor het gebruik van de 2019-metingen, waarin de watervoerendheid beter was.

Op alle locaties maken stammen die onder een hoek of dwars op de stroomgeul liggen deel uit van de houtpakketten, met uitzondering van de Dommel en de Ramsbeek waar de pakketten bestaan uit stobben die vanuit de oever de stroomgeul insteken. Voorbeelden van de pakketten worden gegeven in Figuur 3.3. De bemonsteringen in de Beekloop, 't Merkske en de Lactariabeek maken deel uit van een breder opgezet onderzoek naar de effectiviteit van verschillende houtpakkettypen (zie hoofdstuk 3.3). Voor dit onderdeel is voor de vergelijkbaarheid en om het aantal bemonsteringen per locatie evenwichtig te houden gekozen om alleen het pakkettype stammen in de analyse op te nemen, omdat dit het meest overeenkomt met de vorm van de pakketten op de andere locaties.



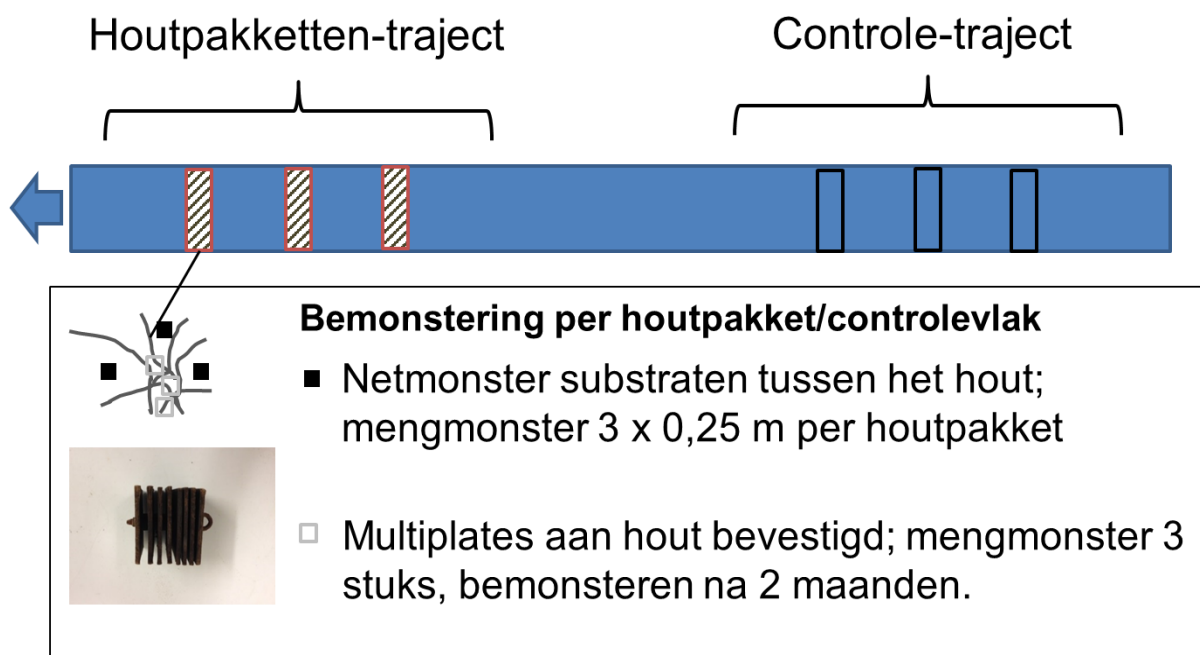
**Figuur 3.3.** Voorbeelden van houtinbrenglocaties die zijn opgenomen in het onderzoek.  
**Figure 3.3.** Examples of sites where large wood has been added to the stream.

### Macrofaunabemonstering

In 2018 en/of 2019 zijn op iedere locatie twee typen monsters genomen, namelijk 3 scheppen met een standaard macrofaunanet tussen de houtpakketten en een bemonstering met behulp van kunstmatige substraten (Multiplate-samplers, Figuur 3.4). Per houtpakket zijn de deelmonsters bij elkaar gevoegd en de pakketten binnen een traject dienden als replica's.

De netmonsters werden levend uitgezocht in het laboratorium en de verzamelde macrofauna gedetermineerd tot op het hoogst haalbare taxonomische niveau.

De kunstmatige substraten werden aan het hout bevestigd, of aan een metalen pen die in de oever werd geprikt in het geval van de controle trajecten, en bleven daar gedurende circa 2 maanden aanwezig. Na deze periode werden de substraten uit het water gehaald en in het laboratorium schoongeborsteld, waarna de op het substraat aanwezige macrofauna op dezelfde manier als bij een netmonster verwerkt werd.



**Figuur 3.4.** Bemonstering van de trajecten met en zonder hout met behulp van een standaard macrofaunanet en met kunstmatige substraten (inzet).

**Figure 3.4.** Sampling of stream sections with and without large wood using a pond net and artificial substrates (small picture).

### Milieuvariabelen

Ten tijde van de monsternamen zijn verschillende observaties gedaan en metingen verricht van de milieuomstandigheden ter plaatse, conform het Handboek hydrobiologie en de protocollen voor de KRW bemonsteringen.

Omdat veel parameters met elkaar gecorreleerd zijn en er slechts een beperkte set parameters kan worden gebruikt in de ordinarie-analyses is een selectie gebruikt (Tabel 3.2).

**Tabel 3.2.** Selectie van milieuv variabelen gebruikt in de analyses.

**Table 3.2.** Selection of environmental variables used in the analyses.

Groep	Parameter	Eenheid
Morfologie	Breedte (gemiddelde)	m
	Diepte (gemiddelde)	m
Hydrologie	Stroomsnelheid stroomdraad (gemiddelde)	cm/s
	Droogvalduur	# maanden
Landschappelijke setting	Beschaduwing	%
Substraat	Mineraal	% bedekking
	Slib	% bedekking
	Detritus	% bedekking
	Vegetatie	% bedekking
Houtpakketeigenschappen	Aanwezigheid hout	0/1
	Leeftijd pakketten	Jaar

*Effecten van houtpakketten op taxonrijckdom, abundantie en milieu- en habitatpreferenties*

Om de generieke effecten van het inbrengen van hout in beken vast te stellen is per locatie een vergelijking gemaakt tussen een traject zonder ingebracht hout en een benedenstrooms hiervan gelegen traject waar hout is ingebracht. Op basis van de aangetroffen macrofauna zijn per type monster (net en multiplates) de waarden voor de volgende parameters bepaald:

- Totale soortenrijckdom en abundantie. *Hypothese: Een goed geplaatst houtpakket zorgt voor een toename van de aantallen macrofauna door het optreden van meer structuur- en habitatvariatie en daarmee meer oppervlakte en specifieke habitatelementen in het traject met hout.*
- Aantal en abundantie van indicatortaxa (kenmerkende en dominant positieve taxa KRW-maatlatten laaglandbeken R4, R5, R6; Van der Molen et al., 2018). *Hypothese: Een goed geplaatst houtpakket zorgt voor een toename van indicatoren door het optreden van specifieke elementen die de indicatorsoorten prefereren: het hout zelf en de biofilm die hierop voorkomt als natuurlijk onderdeel van laaglandbeken, plekken met meer stroming etc.*
- Aantal en abundantie van stromingsminnende taxa (indicatorwaarde taxa van matig tot snelstromend water  $\geq 5$ ; Verberk et al., 2012). *Hypothese: Een goed geplaatst houtpakket zorgt voor een toename van stromingsminnende taxa door lokale verhoging stroomsnelheid rondom hout dat in de waterkolom steekt.*
- Aantal en abundantie van taxa van organisch belaste omstandigheden (indicatorwaarde  $\alpha$ -mesosaproob en polysaproob  $\geq 5$ ; Verberk et al., 2012). *Hypothese: Wanneer houtpakketten zorgen voor te veel opstuwing en daarmee vertraging van de stroming hoopt organisch materiaal zich sterk op en nemen deze taxa toe.*

Om de verschillende locaties direct met elkaar te kunnen vergelijken moet een locatiespecifieke standaardisatie worden doorgevoerd. Hiervoor wordt de Osenberg response ratio (Osenberg et al., 1997) gebruikt; deze dimensieloze maat maakt het mogelijk het effect van herstel op verschillende parameters direct te kunnen vergelijken (Kail et al., 2015):

$$r_m = \ln ((1+ X_H) / (1 + X_C))$$

waarbij  $X_H$  and  $X_C$  de waarden voor de parameters gemeten in de herstelde en de controle trajecten zijn. Een  $r_m$  groter dan nul geeft een positief effect van herstel weer, een getal kleiner dan nul een negatief effect. De significantie van het effect is bepaald met One sample t-tests om de afwijking ten opzichte van 0 te bepalen ( $P < 0.05$ ).



#### *Vaststellen taxa met binding aan houtpakketten*

Vervolgens is onderzocht of er taxa zijn die een uitgesproken voorkeur hebben voor hout. Op basis van een combinatie van de frequentie van voorkomen en de abundantie is bepaald of taxa significant vaker voorkomen in trajecten met houtpakketten ten opzichte van trajecten zonder hout. Hiervoor is de Indicator Value (IndVal) analysis-techniek gebruikt (Dufrêne en Legendre, 1997).

Een IndVal-score van 100% wordt bereikt wanneer alle individuen van een taxon in en rondom slechts één van de houtconstructietypen wordt aangetroffen en wanneer deze in alle monsters die bij dit type horen gevonden is. Een waarde van 25% voor de IndVal score is aangehouden als drempelwaarde, wat wil zeggen dat het desbetreffende taxon tenminste in de helft van de monsters is gevonden met een relatieve abundantie in die groep van meer dan 50%. De significantie van de toewijzing van de taxa is getest met een Monte Carlo permutatietest (9999 permutaties, significantie  $P < 0.05$ ).

#### *Samenstelling levensgemeenschap en de relatie met milieuomstandigheden*

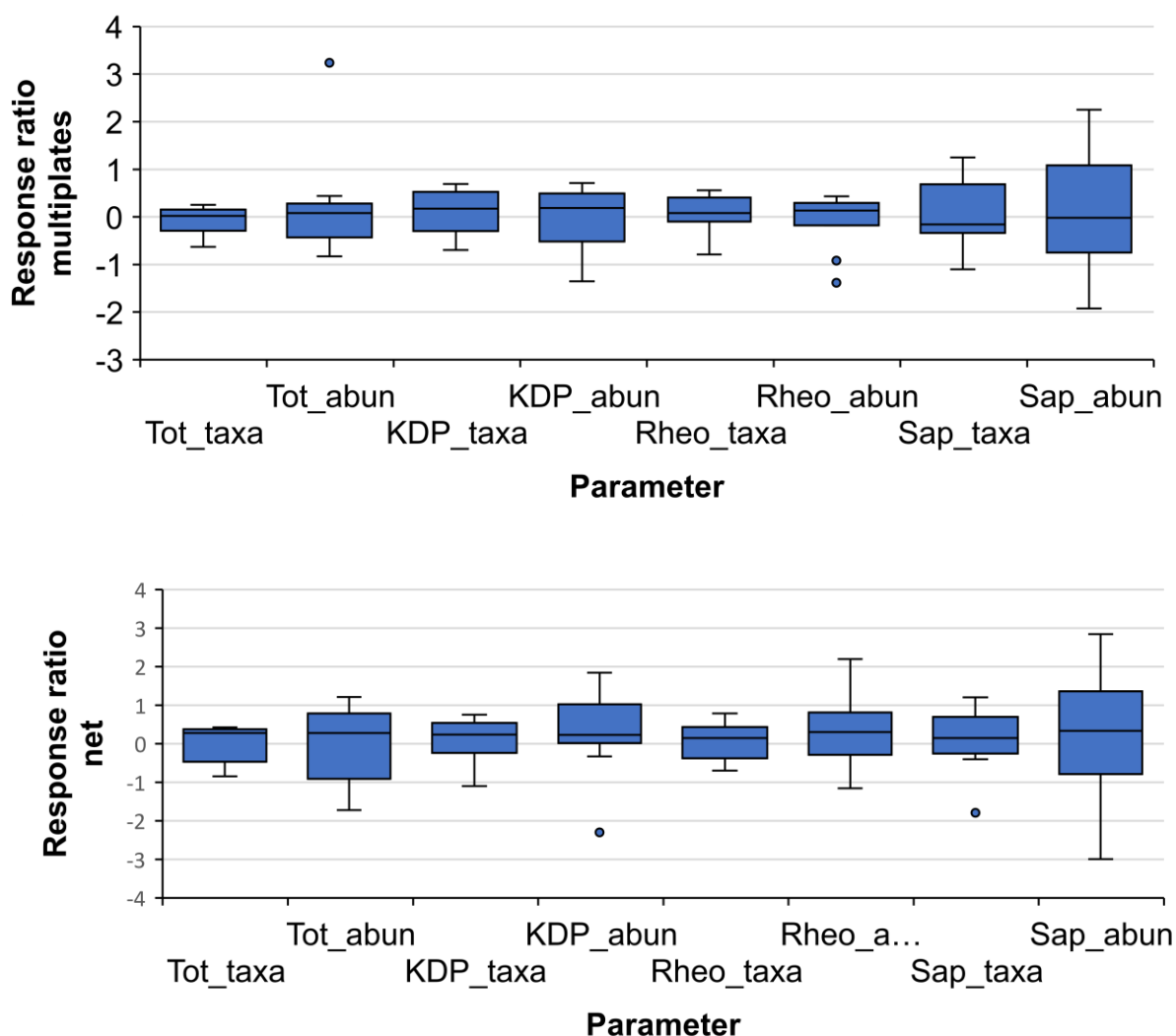
Om de variatie in samenstelling van de levensgemeenschappen binnen de dataset te bepalen is een Detrended Correspondence Analysis (DCA) op segmenten uitgevoerd met *downweighting* van de zeldzame taxa. Om een overheersend effect van ofwel zeer dominante of zeer zeldzame taxa te voorkomen zijn daarnaast alle abundanties  $\log_2(x+1)$  getransformeerd en zijn taxa die maar éénmaal zijn aangetroffen buiten beschouwing gelaten. In deze ordinatie worden monsters met een vergelijkbare taxonsamenstelling bij elkaar in een multidimensionale ruimte geplaatst. De rangschikking wordt langs verschillende assen geprojecteerd in een ordinatiediagram. Ter interpretatie zijn in dit diagram ook de milieuvariabelen geprojecteerd als *supplementary variables*, wat wil zeggen dat ze geen invloed uitoefenen op de rangschikking van de monsterpunten in de ordinatie.

Met behulp van een directe analyse, een Canonical Correspondence Analysis, zijn vervolgens de milieuvariabelen gekoppeld aan de ligging van de monsters in het ordinatiediagram. In de berekening worden bij de verschillende ordinatie-assen de milieuvariabelen gezocht die het grootste gedeelte van de variatie langs die ordinatie-as verklaren. Met behulp van voorwaartse selectie van variabelen is op basis van een Monte Carlo-permutatietest bepaald welke milieuvariabelen de variatie in de respons van de taxa het beste verklaarden. De significantie van individuele parameters is gecorrigeerd voor herhaaldelijk testen met behulp van een Holm-correctie. De ordinatie analyses zijn uitgevoerd met het programma Canoco 5.12.

### **3.2.3 Resultaten**

#### *Effecten van houtpakketten op taxonrijkdom, abundantie en milieu- en habitatpreferenties*

Het gestandaardiseerde verschil tussen de trajecten met en zonder houtpakketten liet voor geen enkele parameter een significante afwijking van 0 zien (One sample t-tests; Figuur 3.5). Dit gold voor zowel de monsters verzameld op het hout als tussen het hout. De variatie in respons tussen de projecten bleek dusdanig groot dat er geen generieke effecten waarneembaar waren: in sommige beken werd een hoge waarde in het traject met houtpakketten gevonden, terwijl in andere beken juist een lagere waarde werd gevonden (Tabel 3.3).



**Figuur 3.5.** Vergelijking tussen trajecten met en zonder hout ( $n = 12$ ) voor de parameters: totale taxonrijksdom (Tot\_taxa) en -abundantie (Tot\_abun), het aantal (KDP\_taxa) en de abundantie (KDP\_abun) van positief dominante of kenmerkende KRW-indicator taxa, het aantal (Rheo\_taxa) en de abundantie (Rheo\_abun) van stromingsminnende taxa en tenslotte het aantal (Sap\_taxa) en de abundantie (Sap\_abun) van taxa met een voorkeur voor organisch belaste omstandigheden. Dit is uitgedrukt in de response ratio  $\Delta r_m$  naar Osenberg et al. (1997), waarvan de box de mediaan en 25-75% percentiel weergeven, de whiskers de spreiding zonder de outliers en de stippen de outliers. Een response ratio van nul wil zeggen dat er geen verschil is tussen de trajecten, een positieve waarde geeft een hogere waarde in het houttraject ten opzichte van het controletraject weer en een negatieve waarde een lagere waarde.

**Figure 3.5.** Comparison between stream sections with and without large wood ( $n=12$ ) for the parameters total macroinvertebrate richness (Tot\_taxa) and abundance (Tot\_abun), the number of indicator taxa for lowland streams (KDP\_taxa) and their abundances (KDP\_abun), the number (Rheo\_taxa) and their abundance (Rheo\_abun) of taxa preferring medium to high flow and finally the number (Sap\_taxa) and their abundance (Sap\_abun) of taxa preferring conditions with a high organic load. Values are expressed as response ratios  $\Delta r_m$  based on Osenberg et al. (1997), boxes show the median and the 25-75% percentile, whiskers the range without outliers and dots the outliers. A response ratio of zero indicates no difference among sections, a positive value a higher value in sections with large wood in comparison to sections without wood and a negative value a lower value. No significant differences were found.

**Tabel 3.3.** Absolute aantallen per parameter in de trajecten met (hout) en zonder houtpakketten (ref.) voor de houtmonsters.

**Table 3.3.** Absolute values per parameter in the stream sections with (hout) and without (ref.) large wood for the net and multiplate samples.

Beek	Tot_taxa		Tot_abun		KDP_taxa		KDP_abun		Rheo_taxa		Rheo_abun		Sap_taxa		Sap_abun	
	ref.	hout	ref.	hout	ref.	hout	ref.	hout	ref.	hout	ref.	hout	ref.	hout	ref.	hout
<i>Net</i>																
Anloërdiepje	27	15	137	37	6	8	20	21	3	2	17	5	5	0	19	0
Beekloop	33	16	135	177	21	10	102	162	11	2	84	16	0	2	0	34
Buurserbeek	33	27	226	177	9	10	91	123	2	1	54	130	4	6	40	10
Dommel	32	43	107	253	7	16	19	79	4	1	4	337	6	2	10	46
Lactariabeek	14	22	260	193	2	3	222	160	1	4	185	151	2	9	13	54
Leuvenumse beek	27	11	161	28	17	5	89	8	5	10	18	54	1	9	1	15
't Merkske	47	45	235	604	17	13	79	224	8	2	63	13	12	7	91	172
Oostrumse beek	19	28	86	291	2	5	2	18	1	13	1	75	9	5	68	17
Osink-Bemersbeek	31	42	125	166	18	25	85	96	8	2	64	6	4	6	4	50
Ramsbeek	27	40	455	149	6	12	22	26	3	3	19	292	5	2	260	2
Tongelreep	47	62	378	605	28	23	280	280	18	5	229	21	2	3	5	4
Tungelroysebeek	24	36	82	148	7	9	15	42	2	5	13	154	5	1	7	3
<i>Multiplates</i>																
Anloërdiepje	44	44	655	682	9	16	194	275	3	6	175	227	6	4	41	10
Beekloop	23	30	189	233	8	10	135	175	5	7	118	163	1	6	1	18
Buurserbeek	35	39	205	144	6	11	30	33	3	5	10	16	7	6	66	41
Dommel	44	23	297	129	17	8	161	41	10	4	27	6	4	3	40	30
Lactariabeek	12	13	277	338	2	5	237	268	1	1	210	254	2	2	16	47
Leuvenumse beek	35	25	216	5515	20	14	114	3193	11	5	60	50	5	4	31	40
't Merkske	33	24	148	231	17	14	97	199	7	6	40	54	8	2	40	5
Oostrumse beek	24	20	475	254	2	4	13	23	1	1	12	13	6	4	397	177
Osink-Bemersbeek	30	39	145	140	16	19	99	51	7	11	84	33	1	4	1	10
Ramsbeek	28	22	102	115	4	5	9	8	2	4	7	7	7	4	41	66
Tongelreep	26	31	308	420	16	16	287	389	10	12	263	350	0	2	0	2
Tungelroysebeek	46	48	911	578	16	11	421	181	6	6	121	101	10	9	259	143

### Vaststellen taxa met binding aan houtpakketten

Geen van de aangetroffen taxa op het hout of tussen het hout liet een uitgesproken voorkeur zien voor trajecten met houtpakketten ten opzichte van de trajecten zonder hout (IndVal, Tabel 3.4).

**Tabel 3.4.** IndVal-scores (IV) taxa op en tussen het hout (drempelwaarde  $IV \geq 25$ ) en de significantie van de mate van binding met of de trajecten met houtpakketten of de controletrajecten (Monte Carlo permutatietests, significantiedrempel  $P < 0.05$ ).

**Table 3.4.** IndVal-scores (IV) taxa on and between the large wood (threshold  $IV \geq 25$ ) and the significance of the fidelity of taxa for sections with and without wood patches (Monte Carlo permutation tests, significance threshold  $P < 0.05$ ).

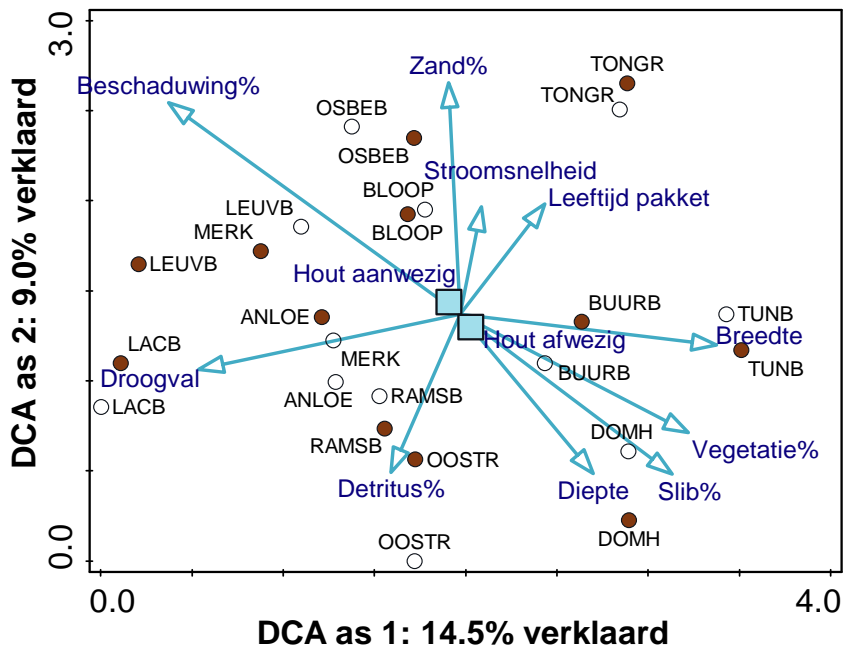
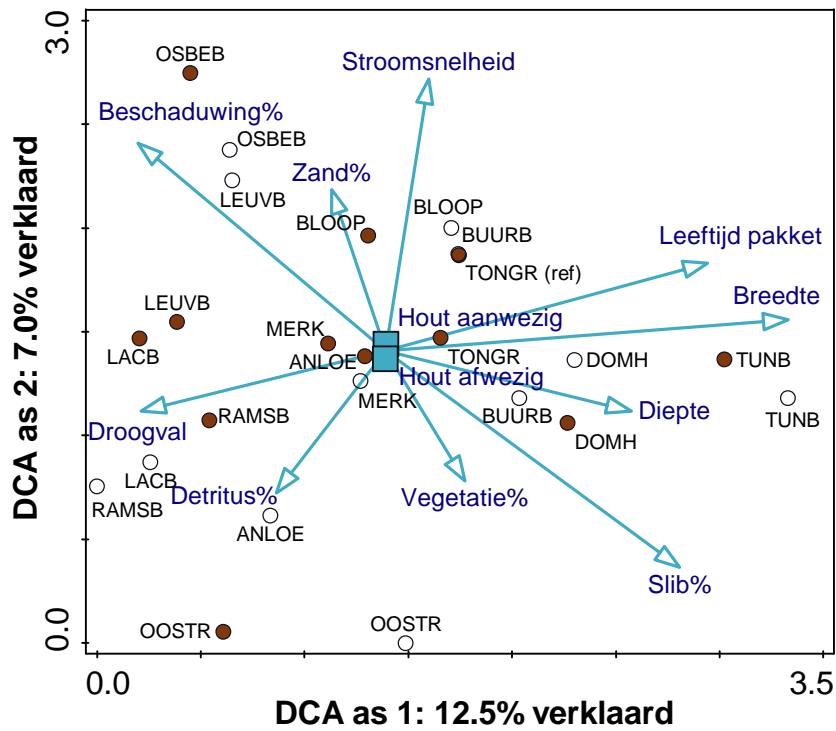
Taxonnaam	Tussen het hout		Taxonnaam	Op het hout	
	IV	P		IV	P
<u>Controle</u>					
Limnephilidae (vroeg stadia)	40.1	0.957	<i>Tanytarsus</i>	46.6	0.093
<i>Cloeon dipterum</i>	34.7	0.122	<i>Asellus aquaticus</i>	40.4	0.635
Coenagrionidae	34.0	0.277	<i>Gammarus pulex</i>	38.3	0.663
Pisidium	33.1	0.616	Tubificidae	31.1	0.740
Ceratopogonidae	28.0	0.295	Ceratopogonidae	27.1	0.343
<i>Centroptilum luteolum</i>	27.9	0.194	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	27.0	0.333
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	25.8	0.300	<i>Gyraulus albus</i>	26.3	0.258
<i>Conchapelopia melanops</i>	25.4	0.601	<i>Polycelis nigra/tenuis</i>	25.0	0.190
<i>Simulium</i>	25.1	0.979			
<i>Hygrobates setosus</i>	25.0	0.212			
<i>Orectochilus villosus</i>	25.0	0.222			
<i>Procladius</i>	25.0	1.000			
<u>Hout</u>					
<i>Micropsectra</i>	43.1	0.059	<i>Phaenopsectra</i>	40.8	0.495
<i>Microtendipes pedellus</i> agg.	41.7	0.181	<i>Paratanytarsus</i>	40.4	0.161
Tubificidae	41.1	0.511	<i>Conchapelopia</i>	40.2	0.558
<i>Chaetocladius piger</i> gr.	37.2	0.080	<i>Nemoura</i>	32.8	0.745
<i>Gammarus pulex</i>	36.5	0.779	<i>Lype</i>	32.8	0.868
<i>Asellus aquaticus</i>	34.8	0.883	<i>Microtendipes pedellus</i> agg.	31.7	0.968
<i>Lype</i>	33.3	0.334	<i>Corynoneura</i>	28.0	0.677
<i>Phaenopsectra flavipes</i>	33.3	0.580	<i>Erpobdella octoculata</i>	27.7	0.960
<i>Prodiamesa olivacea</i>	32.6	0.237	<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	26.5	0.197
<i>Chironomus</i>	31.5	0.574	<i>Girardia tigrina</i>	25.0	0.233
<i>Paratendipes albimanus</i>	30.7	0.118	<i>Halesus radiatus</i>	25.0	0.237
<i>Proasellus meridianus</i>	30.0	0.156			
<i>Nemoura</i>	28.6	0.609			
<i>Lumbriculus variegatus</i>	28.1	0.267			
<i>Sialis lutaria</i>	26.2	0.236			
<i>Pilaria</i>	25.0	0.214			
<i>Platambus maculatus</i>	25.0	0.235			

### *Samenstelling levensgemeenschap en de relatie met milieuomstandigheden*

Uit de DCA-ordinatiediagrammen van de monsters tussen het hout en op het hout blijkt dat er grote verschillen zijn in taxonsamenstelling tussen de monsters van verschillende beken, terwijl de controle- en houttrajecten van dezelfde beek in de meeste gevallen relatief sterk op elkaar lijken (Figuur 3.6). Uit de in de diagrammen geprojecteerde milieuvariabelen valt af te leiden dat de rol van het hout ten opzichte van andere parameters klein lijkt.

Wordt er een directe ordinatie uitgevoerd (CCA met voorwaartse selectie van variabelen) dan wordt dit beeld bevestigd. Voor de samenstelling van de levensgemeenschap tussen het hout geldt dat de combinatie hoeveelheid beschaduwing (8% van de variatie in taxonsamenstelling verklaard,  $F=1.9$ ,  $P<0.001$ ), de breedte van de beek (7% verklaard,  $F=1.7$ ,  $P=0.029$ ) en de stroomsnelheid (7% verklaard,  $F=1.8$ ,  $P=0.013$ ) de samenstelling van de macrofauna op de locaties het beste verklaren.

Voor de samenstelling op het hout geldt wederom dat beschaduwing het grootste gedeelte van de verschillen verklaart (9.3% verklaard,  $F=2.3$ ,  $P<0.001$ ), net zoals de breedte van de beek (7.6% verklaard,  $F=2.0$ ,  $P=0.001$ ). Anders ten opzichte van de samenstelling tussen het hout is dat niet stroomsnelheid maar droogval een significante bijdrage levert (7.6% verklaard,  $F=1.9$ ,  $P=0.028$ ). De aanwezigheid van hout komt dus niet als een significante verklarende variabele naar voren wanneer verschillende locaties op een grote ruimtelijke schaal bekeken worden.



**Figuur 3.6.** DCA macrofaunasamenstelling van trajecten met (gekleurde bolletjes) en zonder (transparante bolletjes) hout op basis van monsters tussen het hout (boven) en op het hout (onder). Des te kleiner de afstand tussen de bolletjes, des te meer lijkt de faunasamenstelling op elkaar. Milieuvariabelen zijn geprojecteerd als pijlen (continue variabelen met een toename van de variabele in de richting van de pijl) of vierkantjes (factoren, aan- of afwezig). Afkortingen beeknamen zie Tabel 3.1.

**Figure 3.6.** DCA macroinvertebrate community composition of large wood patches (coloured dots) and sections without wood (unfilled dots) based on the samples between the wood (top) and on the wood (bottom). The closer the dots are together, the more similar the assemblage composition. Environmental variables are projected as arrows (continuous values with an increase in of the variable in the direction of the arrow) or squares (factors, present or absent). These variables have no influence on the positioning of the sites in the ordination diagram (supplementary variables). For the abbreviations of stream names see table 3.1.

## 3.3 Effectiviteit verschillende typen houtpakketten

### 3.3.1 Inleiding

In de landelijke analyse van houtinbrengprojecten is niet specifiek gekeken naar het effect van de vorm van het houtpakket op de macrofauna en zijn met name pakketten bestaande uit configuraties met stammen vergeleken. Dit is het meest voorkomende type pakket, waarbij er wel variatie is in de manier waarop het hout in de beek geplaatst is (kriskras, visgraat, dwars op de stroomdraad; Figuur 3.7). Stammen zijn een duurzame en robuuste optie omdat het hout lang meegaat en goed verankerd kan worden in de oever. Daarnaast is het hydraulisch gezien een veilige optie omdat het relatief weinig van bovenstrooms aangevoerd materiaal invangt en het water makkelijk over en tussen de stammen door kan stromen. Ecologisch gezien is de keerzijde dat dit type pakket relatief weinig structuur en habitatdiversiteit biedt.



**Figuur 3.7.** Stammen in een visgraat-patroon in de Snelle loop.

*Figure 3.7. Logs arranged according to a fish-bone configuration in the stream Snelle Loop.*

Een wat betreft habitatstructuur veel complexere configuratie wordt gevormd door vlechtwerken van dikke en dunnere takken dwars in de stroomgeul. Deze structuren bieden veel potentieel habitat, maar vangen tegelijkertijd ook meer materiaal in, waardoor ze meer opstuwung en aanzanding kunnen veroorzaken. Daarnaast zijn ze afhankelijk van aanvoer van nieuwe takken, omdat de dunne takken relatief snel vergaan.

Tenslotte worden stobben toegepast, dit zijn in de oever geplaatste stronken, waarbij de wortels in de watergang steken. Deze toepassing is vaak te vinden op plekken waar de loop vrij moet blijven, bijvoorbeeld als gevolg van recreatief medegebruik (kanovaart) of omdat regelmatig onderhoud nodig is om de doorstroming te kunnen waarborgen. Achter stobben ontstaat vaak een sedimentatiezone, waar in de loop van de tijd verlanding optreedt, waardoor in overgedimensioneerde watergangen lokaal een twee-fasenprofiel kan ontstaan.

Ondanks deze verschillen in structuur tussen de pakketten bleek uit eerder onderzoek in de Snelle loop dat de fauna van stammen, stobben en vlechtwerken vergelijkbaar was (Verdonschot et al. 2016). Dit resultaat was echter gebaseerd op een quickscan. Om de zeggingskracht en het inzicht in de effectiviteit van verschillende typen houtpakketten te vergroten is in drie beken in Noord-Brabant gedurende vijf jaar gekeken naar de macrofaunasamenstelling tussen en op het hout van configuraties met stammen, stobben en vlechtwerk. Dit is vergeleken met bovenstroomse referentietrajecten zonder hout, zodat er zo veel mogelijk gecorrigeerd kan worden voor locatiespecifieke effecten op de levensgemeenschap.

### 3.3.2 Aanpak

#### Locaties

Houtpakketten zijn onderzocht in de Lactariabeek, de Beekloop en 't Merkske (Tabel 3.1). In de Lactariabeek zijn in 2014 door waterschap Aa en Maas over een lengte van 600 meter vlechtwerk- en stammenpakketten aangebracht. In de Beekloop zijn in 2015 door waterschap de Dommel stobben, stammen- en vlechtwerkpakketten aangebracht (Figuur 3.8). In het 't Merkske is door waterschap Brabantse Delta het onderhoud gestaakt, waardoor ingevallen bomen niet meer werden verwijderd. In 2015 zijn vlechtwerkpakketten ten behoeve van het onderzoek in de beek aangelegd.



**Figuur 3.8.** Voorbeelden van de verschillende typen houtpakketten in 't Merkske.

**Figure 3.8.** Examples of different types of large wood patches in stream 't Merkske.

#### Macrofaunabemonstering

In de houttrajecten zijn telkens 3 pakketten per type geselecteerd, die dienden als replica's. Verder werd bovenstrooms een traject zonder houtinbreng gekozen om te gebruiken als controle (Figuur 3.4). Ieder pakket is vervolgens op twee manieren bemonsterd: 1) een standaard macrofaunanetmonster om macrofauna te verzamelen tussen en rondom het hout, dat bestond uit 3 scheppen van circa 0,5 meter die gecombineerd werden in de monstremmer tot één monster en 2) een monster van het hout zelf, om specifiek de structuur-gebonden soorten te verzamelen, met behulp van kunstmatige substraten (Multiplate-samplers). Deze werden aan het hout bevestigd (3 per pakket) en na 2 maanden weer opgehaald. De controletrajecten werden op dezelfde manier bemonsterd, waarbij de kunstmatige substraten met een metalen pin in de oever vastgezet werden.

Het materiaal is meegenomen naar het laboratorium en daar levend uitgezocht, waarna de verzamelde organismen zijn gedetermineerd, voor zover mogelijk tot op soort. Ook de kunstmatige substraten zijn in het laboratorium verwerkt. Het kunstmatige substraat is uit elkaar gehaald en schoongeborsteld om eventueel vastgehechte dieren te verzamelen.



De monsternamen vond telkens plaats in het najaar, over een periode van 5 jaar: in jaar 1 (2015), jaar 3 (2017) en jaar 5 (2019). Er is gekozen voor een langere tijdsperiode omdat het de verwachting was dat kolonisatie van de nieuwe houtpakketten enige tijd in beslag zou nemen.

#### *Analyse*

De totale taxonrijckdom, het aantal indicator taxa (kenmerkende en positief dominante taxa voor de KRW-maatlatten R4 en R5) en de totale abundantie van de dieren aangetroffen tussen en op het hout is vergeleken voor de verschillende pakkettypen en de controlesituatie zonder hout. Telkens zijn de monsters van de substraten tussen het hout apart gehouden van de monsters van het hout zelf om de eventuele verschillen te kunnen ontdekken. Ook zijn de verschillende meetjaren vergeleken om vast te stellen of er in de tijd veranderingen optreden in de effecten. Hiervoor zijn generalized linear mixed-effect-modellen (GLMs) gebruikt in het programma SPSS. Met de modellen zijn de totale soortenrijckdom en het aantal indicatoren getest op effecten van pakkettype en beek.

Vervolgens is voor de indicator taxa bekeken of er taxa zijn die een voorkeur hebben voor hout versus controle of specifiek een bepaald type houtpakket. Hiervoor is de Indicator Value (IndVal) analysis-techniek gebruikt (zie paragraaf 3.2.2 voor een beschrijving van de techniek).

Voor de taxa die een specifieke voorkeur laten zien voor hout is de autecologische literatuur bekeken met als doel vast te stellen wat de achterliggende mechanismen zouden kunnen zijn voor de waargenomen voorkeur voor hout.

Om een overheersend effect van ofwel zeer dominante of zeer zeldzame taxa te voorkomen zijn daarnaast alle abundanties  $\log_2(x+1)$  getransformeerd en zijn taxa die maar eenmaal zijn aangetroffen buiten beschouwing gelaten. Daarnaast heeft er taxonomische afstemming plaatsgevonden om te voorkomen dat hetzelfde taxon op verschillende taxonomische niveaus wordt meegenomen in de analyse. Dit is het gevolg van determinatieproblemen bij juvenielen en eerste stadia dieren, die vaak tot op familie of genus worden gedetermineerd, terwijl latere stadia of volwassen dieren tot op soort kunnen worden gedetermineerd.

Tenslotte is met behulp van de Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) ordinatietechniek de mate van dissimilariteit (Bray-Curtis) tussen de levensgemeenschappen op houtpakketten vergeleken voor de verschillende jaren. Hiermee kunnen zowel de overeenkomsten tussen pakkettypen inzichtelijk worden gemaakt alsmede de veranderingen in samenstelling in de tijd. Dit is voor iedere beek afzonderlijk gedaan, om te voorkomen dat locatiespecifieke verschillen de ordinatie te veel beïnvloeden. NMDS is uitgevoerd in het programma Pc-Ord.

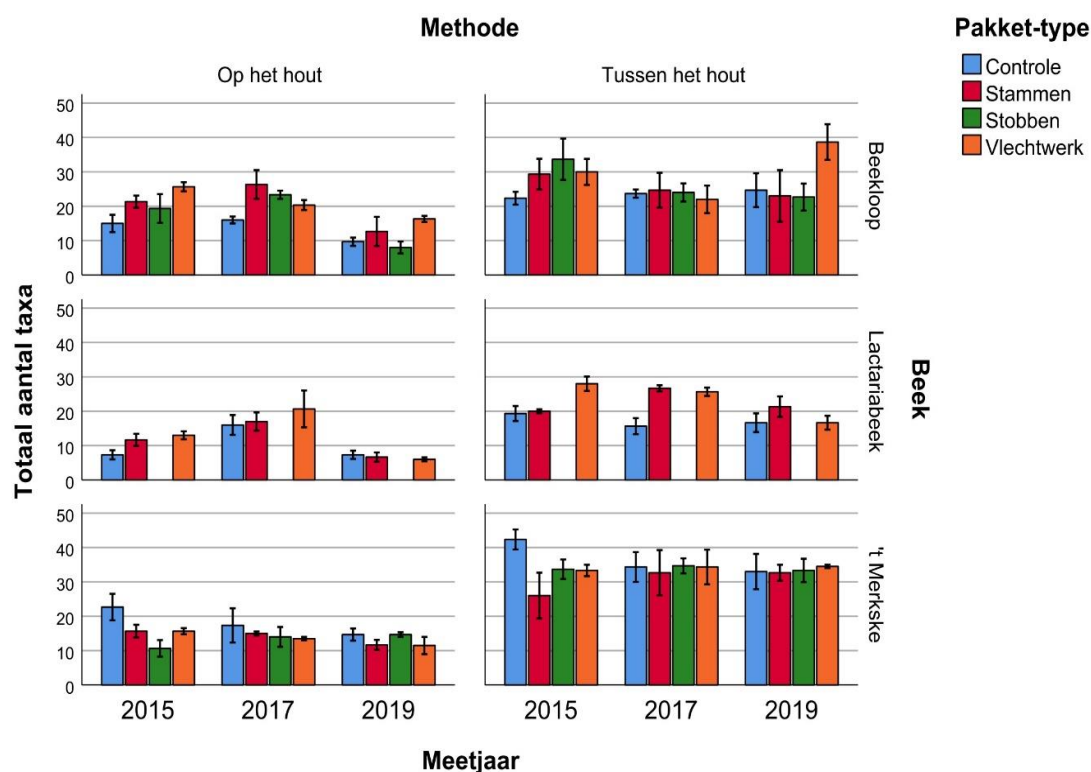
### **3.3.3 Resultaten**

#### *Taxonrijckdom*

In totaal zijn 266 macrofaunataxa aangetroffen tijdens de bemonsteringen.

De totale taxonrijckdom op het hout verschilde duidelijk per beek ( $P < 0.001$ ), met de Lactariabeek het armst aan taxa en de Beekloop het rijkst (Figuur 3.9). Daarnaast was er een duidelijk verschil in aantal taxa tussen de meetjaren ( $P < 0.001$ ), waarbij een significante interactie tussen jaar en beek aangaf dat dit verschil niet gelijk was tussen de beken ( $P = 0.002$ ). Er was geen verschil in taxonrijckdom tussen de controles en de houtpakketten en de pakkettypen onderling. Wel is er een significante interactie tussen beek en pakkettype ( $P = 0.004$ ), wat wil zeggen dat in de verschillende beken een andere respons van taxonrijckdom op pakketten is.

De taxonrijkdom van de macrofauna die tussen het hout leeft verschilt alleen tussen de beken ( $P < 0.001$ ), waarbij wederom de Lactariabeek het armst aan taxa is en in dit geval 't Merkske het rijkst.



**Figuur 3.9.** Gemiddelde ( $\pm 1SE$ ) taxonrijkdom per houtpakkettype op (multiplates) en tussen het hout (netmonsters) in de verschillende meetjaren in de drie beken.

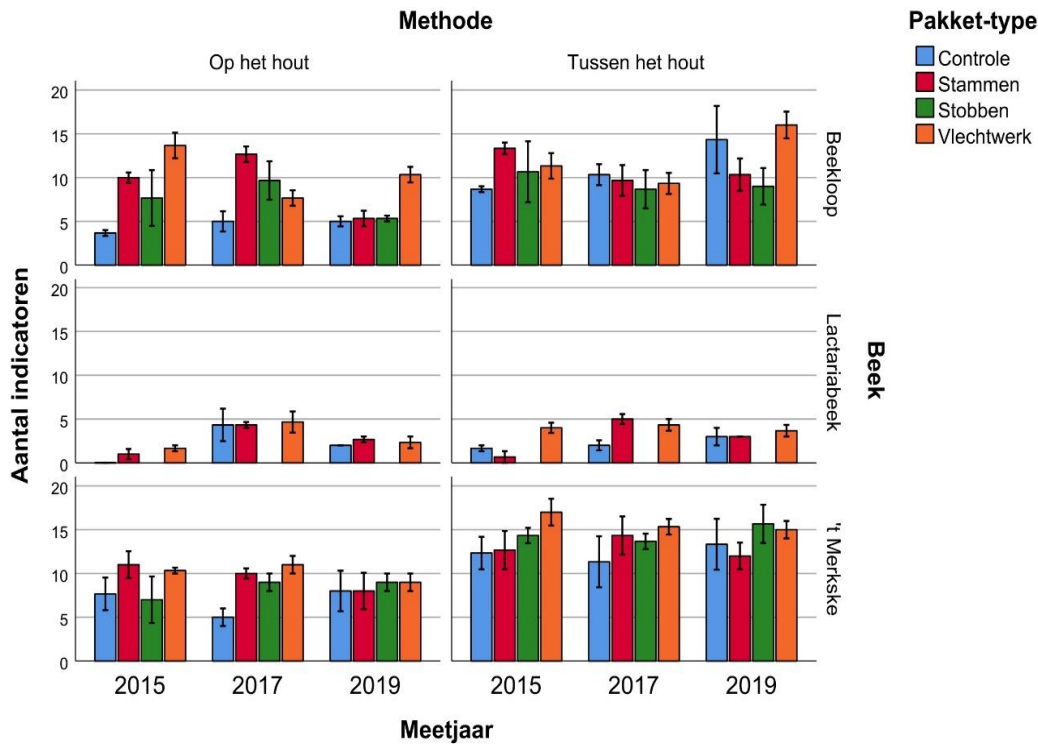
**Figure 3.9.** Average ( $\pm 1SE$ ) taxon richness per wood patch on (multiplates) or between the wood (pond net samples) in the different sampling years in the three studied streams.

#### KRW-indicatoren

Het aantal positief dominante en kenmerkende taxa voor de KRW-watertypen R4 en R5 dat is aangetroffen in de beken bedroeg 95, circa een derde van het totale aantal aangetroffen taxa.

Het aantal dat aanwezig was op het hout verschilde tussen de beken, waarbij de Lactariabeek armer is dan de Beekloop en 't Merkske ( $P < 0.001$ ; Figuur 3.10). Het bleek dat de houtpakketten meer indicatortaxa bevatten dan de controlelocaties ( $P = 0.002$ ), maar er zijn geen verschillen in het aantal indicatoren tussen de typen houtpakketten onderling. Wel waren er verschillen in het aantal indicatoren tussen de jaren ( $P = 0.009$ ), maar dit effect verschilt per beek (interactie jaar en beek  $P = 0.004$ ) en ook per pakket (interactie jaar en pakket  $P = 0.025$ ).

Het aantal indicatoren dat leeft op de substraten tussen het hout verschilt alleen tussen de beken ( $P < 0.001$ ), waarbij de Lactariabeek het armst is aan indicatoren en 't Merkske het rijkst.



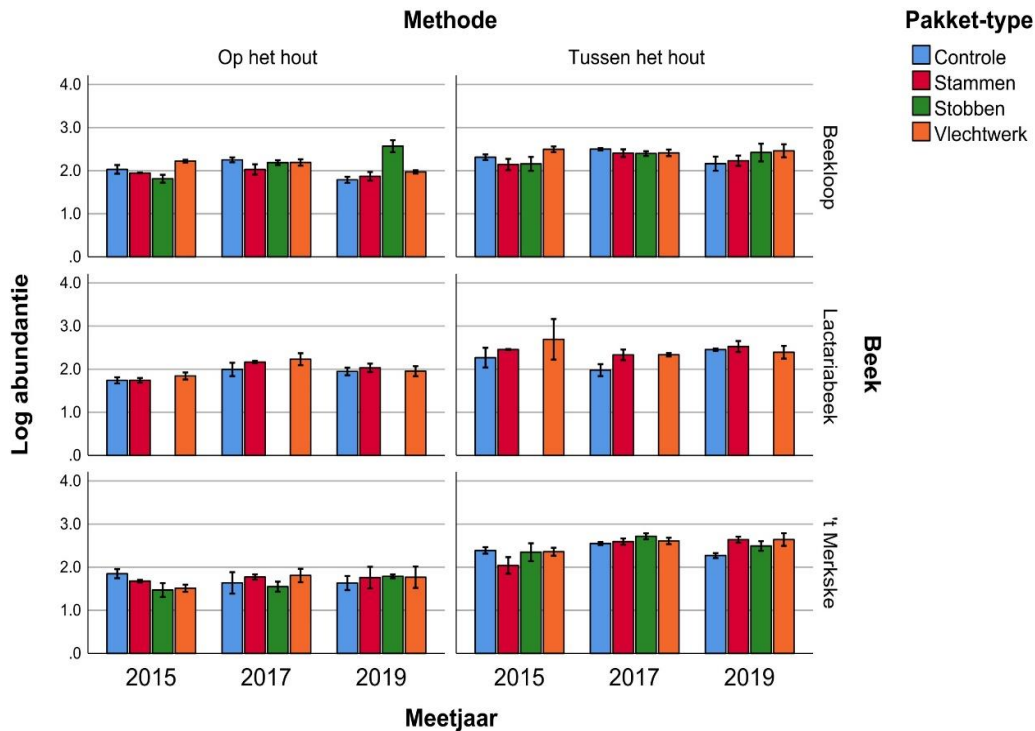
**Figuur 3.10.** Gemiddeld ( $\pm 1SE$ ) aantal indicatortaxa (positief dominante en kenmerkende taxa KRW-typen R4 en R5) per houtpakket op (multiplates) en tussen het hout (netmonsters) in de verschillende meetjaren in de drie beken.

**Figure 3.10.** Average ( $\pm 1SE$ ) number of indicator taxa lowland streams (WFD-types R4 and R5) per wood patch on (multiplates) or between the wood (pond net samples) in the different sampling years in the three studied streams.

#### Abundantie

De aantallen macrofauna op het hout verschillen per beek, met een groter aantal individuen in de Lactariabeek en de Beekloop ten opzichte van 't Merkske ( $P < 0.001$ ; Figuur 3.11). Er zijn geen verschillen in abundantie tussen de controles en de houtpakketten en ook niet tussen de verschillende typen houtpakketten. Wel was er een verschil in abundantie tussen de jaren ( $P = 0.001$ ) en dit effect verschilde tussen de pakkettypen (interactie jaar en pakket  $P = 0.002$ ).

De netmonsters genomen tussen het hout lieten geen verschil zien in de aangetroffen aantallen tussen de pakkettypen en de controles en ook niet tussen de drie beken. Wel was het verschil in abundantie tussen de jaren anders in de verschillende beken (interactie tussen jaar en beek  $P = 0.003$ ).



**Figuur 3.10.** Gemiddelde ( $\pm 1SE$ ) abundantie van alle taxa (log-getransformeerd) per houtpakket op (multiplates) en tussen het hout (netmonsters) in de verschillende meetjaren in de drie beken.

**Figure 3.10.** Average ( $\pm 1SE$ ) abundance all taxa (log-transformed) per wood patch on (multiplates) or between the wood (pond net samples) in the different sampling years in the three studied streams.

#### Indicatortaxa met een specifieke voorkeur voor hout

Slechts 5 van de 70 positief dominante of kenmerkende taxa aangetroffen op het hout zelf (multiplates) komen significant vaker en in grotere aantallen voor op het hout ten opzichte van de controles waar geen houtpakket aanwezig was. Worden alle typen houtpakketten samengenomen dan zijn dit de kokerjuffer *Lype* spp. (IV=49.4, P=0.012) en de vedermuggen *Tvetenia discoloripes* agg. (IV=28.6, P=0.011) en *Diplocladius cultriger* (IV=30.4, P=0.038). Specifiek voor vlechtwerken kan hier *Rheotanytarsus* spp. (IV=35.1, P=0.019) aan worden toegevoegd en de vlokreeft *Gammarus pulex* (IV=42.5, P=0.007) voor stobben.

Voor de monsters genomen van de substraten die tussen het hout aanwezig zijn gaat het om in totaal 6 taxa van de in totaal 80 taxa die met een hogere frequentie en aantallen voorkomen. Worden alle typen houtpakketten samengenomen dan prefereren de langpootmug *Dicranota* spp. (IV=29.7, P=0.048), de vedermuggen *Paratendipes albimanus* (IV=36.5, P=0.031) en *Tvetenia discoloripes* agg. (IV=41.8, P=0.002) en de kokerjuffer *Lype* spp. (IV=37.3, P=0.034) de houtpakketten. De watermijt *Mideopsis crassipes* heeft juist een voorkeur voor de plekken zonder hout (IV=26.8, P=0.001). De vedermug *Rheotanytarsus* spp. (IV=27.2, P=0.033) prefereert binnen de typen houtpakketten specifiek de vlechtwerken.

#### Milieu- en habitatpreferenties van houtgebonden taxa

De larven van de kokerjuffers van het genus *Lype* laten een duidelijke binding met houtpakketten zien en komen zowel op en tussen het hout meer voor dan in de controletrajecten. Dit komt overeen met andere observaties (Spanhof et al. 2003): deze dieren hebben een directe binding (obligaat) met hout, ze schrapen hout af om zich te

voeden met de algen, schimmels en bacteriën die hierop en -in aanwezig zijn en maken groeven in het hout (de zogenoemde 'gallerijen') waarin spinseltunnels met houtfragmenten gebouwd worden. Deze constructies dienen als schuilplaats, waarschijnlijk om predatie te voorkomen.

De binding met hout voor de larven van de vedermuggen *Tvetenia discoloripes* agg. en *Diplocladius cultriger* is facultatief (Moller Pillot, 2014). Het eerste soortcomplex leeft op waterplanten, stenen en hout waarop ze tunnels bouwen, vaak in relatief sterke stroming. *D. cultriger* is een soort van beken en wordt op allerlei substraattypen aangetroffen, al vonden Verdonschot en Lengkreek (2006) een over-representatie op hout ten opzichte van andere substraattypen.

Het ontbreken van een strikte binding geldt ook voor de larven van de vedermug *Rheotanytarsus* spp., ze zijn vaak talrijk op hout aan te treffen maar ook op andere harde substraten en op detritus, wat een indicatie is dat een stevige structuur fungeert als een ondergrond voor de bevestiging van de kokertjes waar de dieren in leven (Anderson et al., 1978). Mogelijk dat vlechtwerken door hun complexiteit meer oppervlakte genereren voor vestiging, waardoor de aantallen in en tussen deze pakketten daardoor hoger liggen dan voor stammen en stobben.

De relatie met structuur geldt waarschijnlijk ook voor de vlokreeft *Gammarus pulex*, die geen specifieke binding heeft met hout. Echter, de aanwezigheid van structuur zorgt voor concentratie van deze vlokreeften, zeker wanneer het predatierisico door vis hoog is. Dit wordt verder versterkt wanneer er ook nog bladpakketten aanwezig zijn (Dahl en Greenberg, 2003). Mogelijk bieden de stobben de beste combinatie van schuilplaatsen en voedsel ten opzichte van de andere pakkettypen.

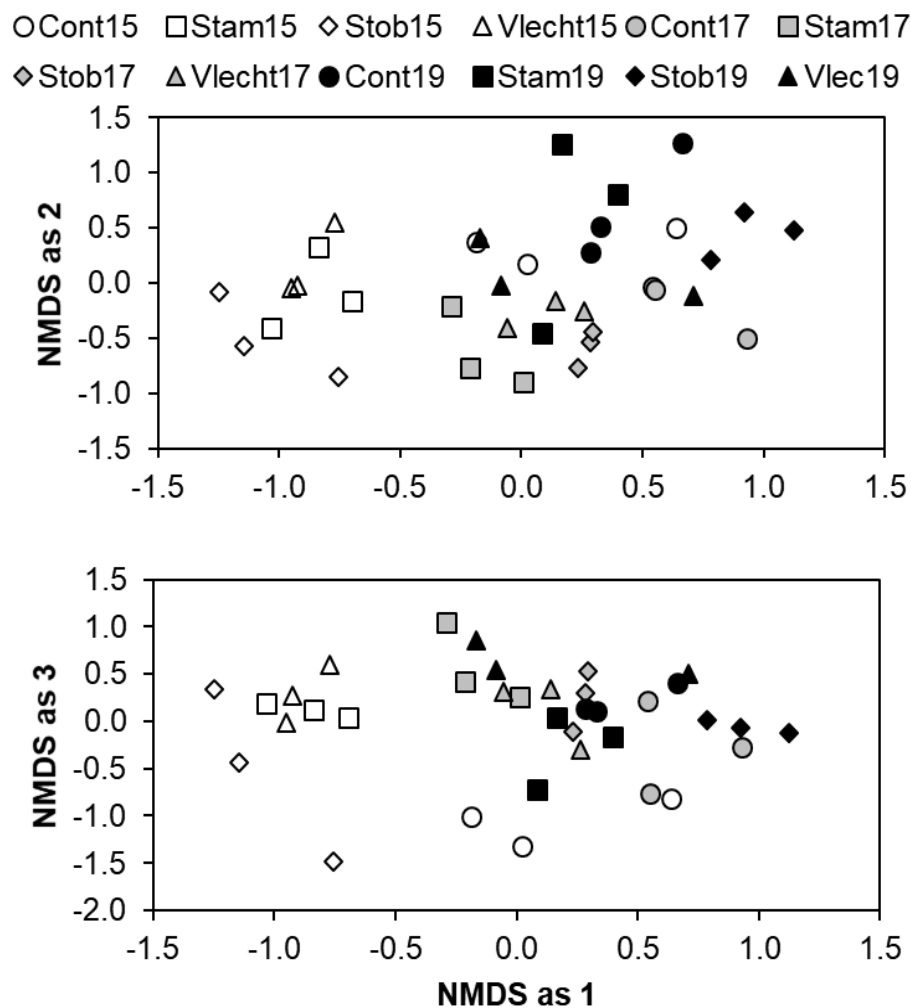
Tussen het hout worden de larven van de tandmug *Dicranota* spp. en de vedermug *Paratendipes albimanus* relatief meer aangetroffen. De larve van *Dicranota* is een predator die leeft van kleine macrofauna en komt voor op plekken met detritus in de luwe delen van stromend water van een relatief goede kwaliteit (Rúfusová et al., 2017). Waarschijnlijk profiteren ze van de ophopingen van organisch materiaal tussen het hout.

Hetzelfde geldt waarschijnlijk voor de larven van *Paratendipes albimanus*, deze stromend water prefererende vedermuggen zijn detritivoor en concentreren zich op plekken met veel voedsel in de vorm van met detritus geassocieerde micro-organismen (Ward en Cummins, 1979).

Dat de watermijt *Mideopsis crassipes* juist een voorkeur heeft voor plekken zonder hout is waarschijnlijk het gevolg van de voorkeur voor zandige bodems van deze soort (Zawal et al., 2015).

*Veranderingen in de macrofaunagemeenschappen op het hout in de tijd*

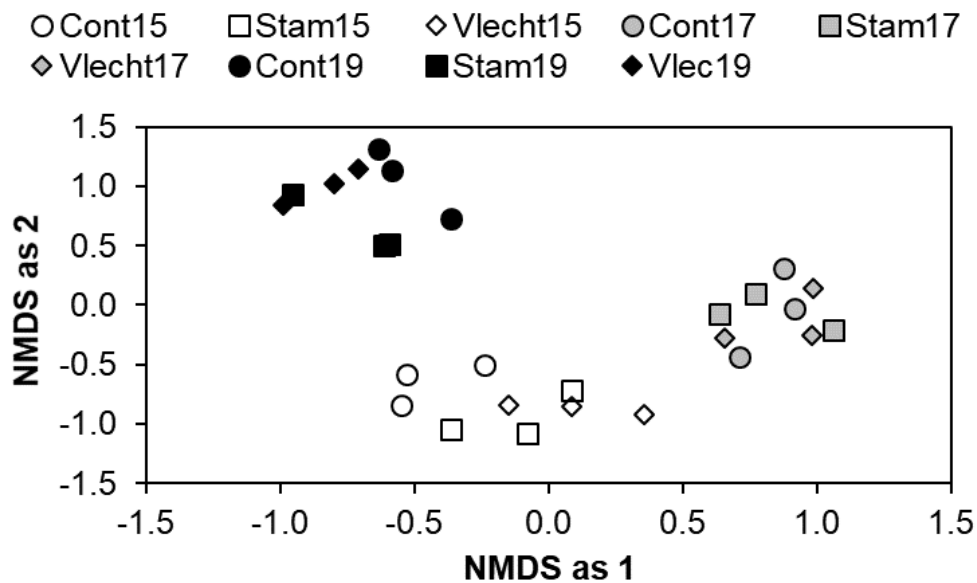
In de Beekloop is op het hout in het eerste jaar een duidelijk verschil te zien in de macrofaunasamenstelling tussen de controle en de houtpakketten, maar in de meetjaren die volgen wordt het verschil steeds kleiner (Figuur 3.11).



**Figuur 3.11.** NMDS-ordinatie van macrofauna (3-dimensionale oplossing, stress 13.8) op het hout in de Beekloop. Afkortingen: Cont = controletraject, Stam = pakkettype stammen, Stob = stobben, Vlecht = vlechtwerk, gevolgd door bemonsteringsjaar 2015, 2017, 2019. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.11.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (3-dimensional solution, stress 13.8) on the wood in stream Beekloop. Abbreviations: Cont = control section, Stam = logs, Stob = trunks, Vlecht: intertwined branches and stems, followed by the year of sampling. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.

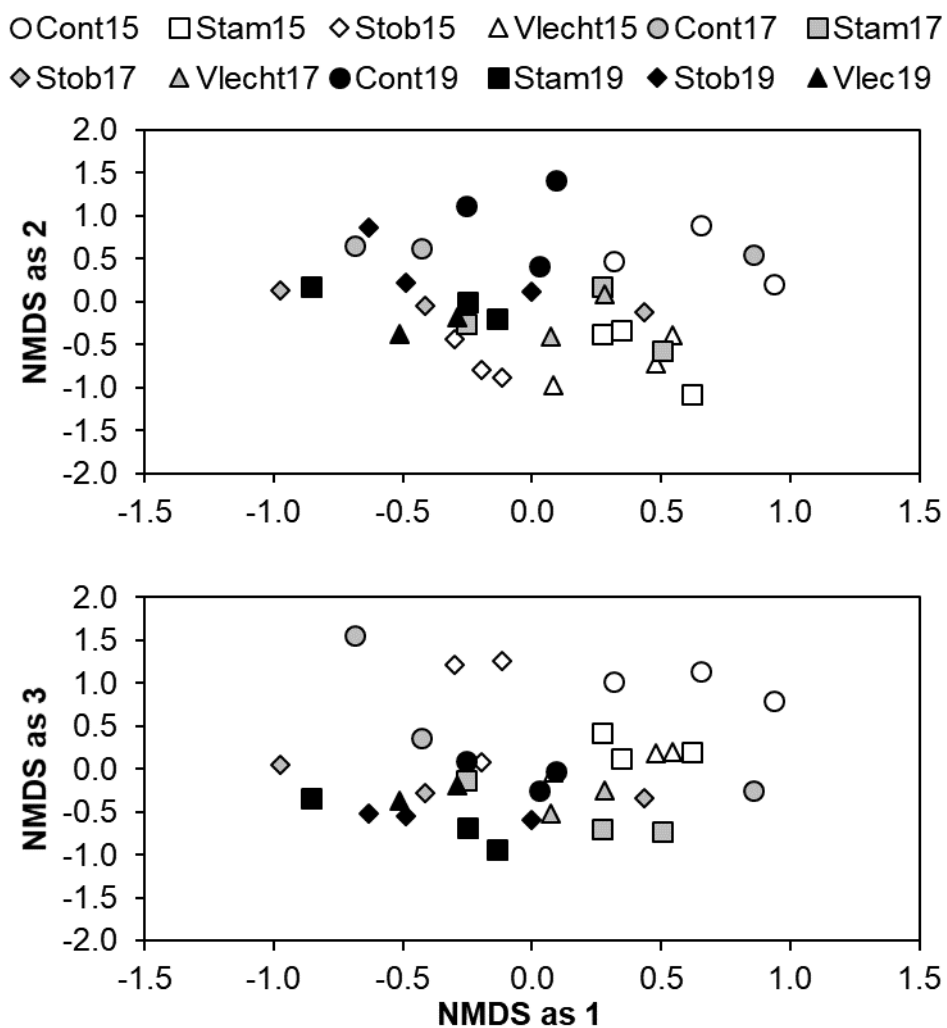
In de Lactariabeek zijn de verschillen tussen de controle en de houtpakketten klein voor de monsters van het hout en is een duidelijke clustering op basis van het meetjaar te zien, wat wil zeggen dat de macrofaunagemeenschappen tussen de jaren aanzienlijk van elkaar verschilden (Figuur 3.12).



**Figuur 3.12.** NMDS-ordinatie van macrofauna (2-dimensionale oplossing, stress 12.2) op het hout in de Lactariabeek. Afkortingen: Cont = controletraject, Stam = pakkettype stammen, Vlecht = vlechtwerk, gevolgd door bemonsteringsjaar 2015, 2017, 2019. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.12.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (2-dimensional solution, stress 12.2) on the wood in stream Lactariabeek. Abbreviations: Cont = control section, Stam = logs, Stob = trunks, Vlecht: intertwined branches and stems, followed by the year of sampling. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.

In het Merkske is het tijdeffect veel kleiner, net zoals de verschillen tussen de houtpakketten en de controle (Figuur 3.13).



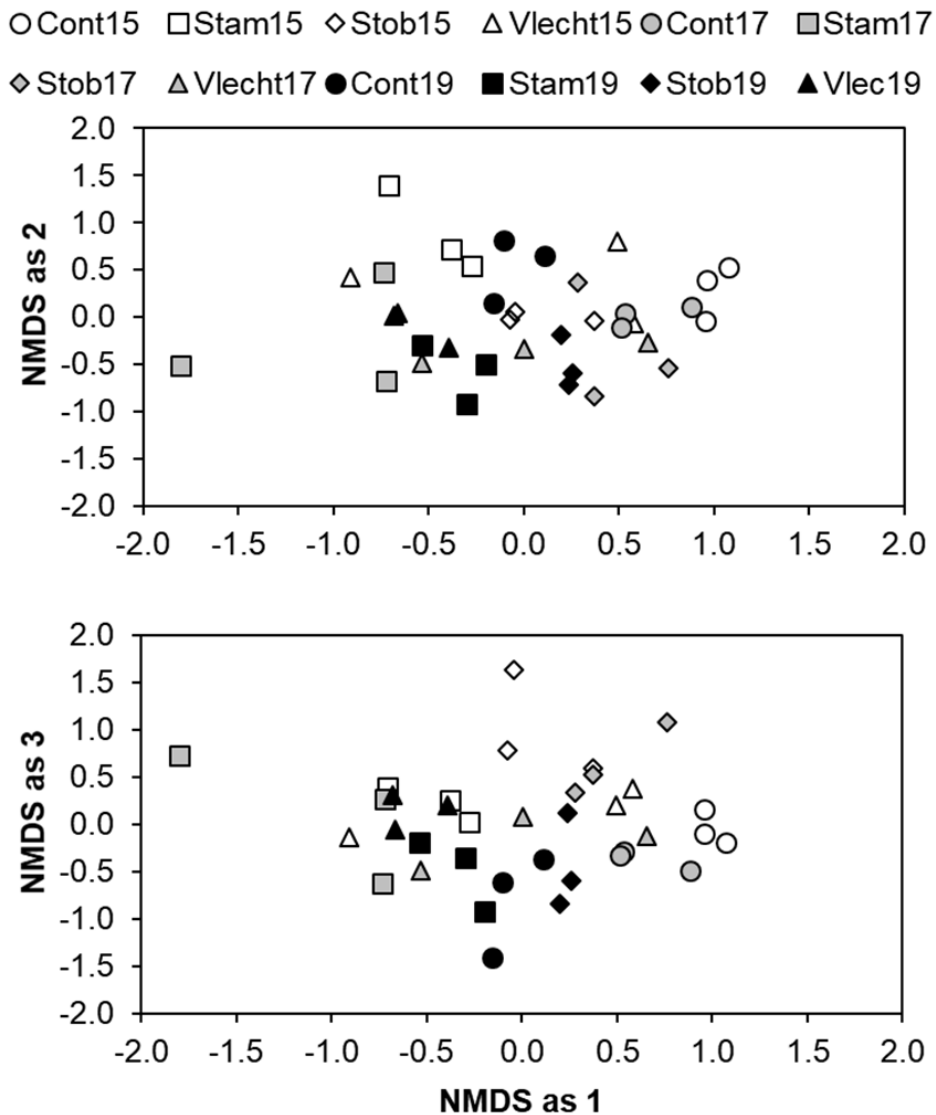
**Figuur 3.13.** NMDS-ordinatie van macrofauna (3-dimensionale oplossing, stress 12.9) op het hout in het Merkske. Afkortingen: Cont = controletraject, Stam = pakkettype stammen, Stob = stobben, Vlecht = vlechtwerk, gevolgd door bemonsteringsjaar 2015, 2017, 2019. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.13.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (3-dimensional solution, stress 12.9) on the wood in stream 't Merkske. Abbreviations: Cont = control section, Stam = logs, Stob = trunks, Vlecht: intertwined branches and stems, followed by the year of sampling. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.



Veranderingen in de macrofaunagemeenschappen tussen het hout in de tijd

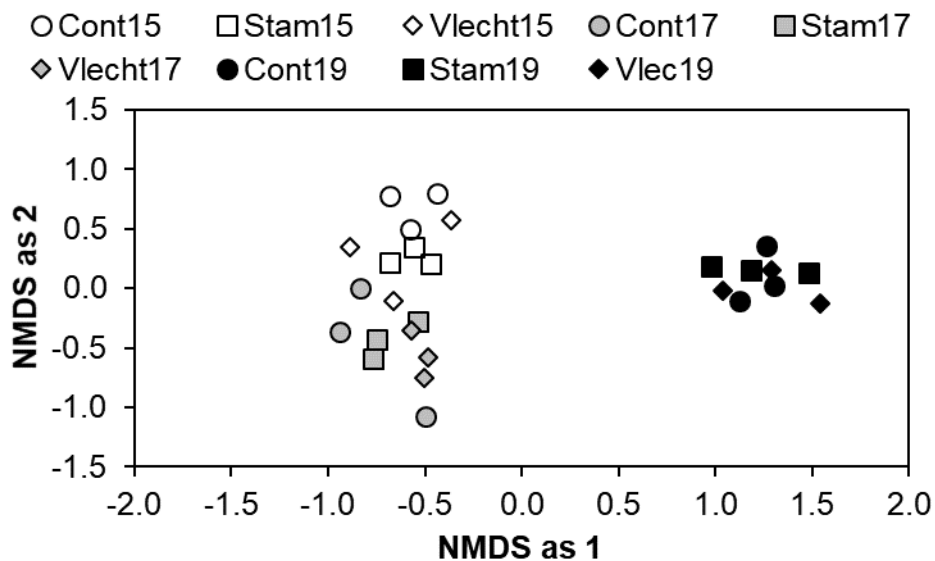
In de Beekloop zijn de monsters genomen tussen het hout vergelijkbaar in macrofaunasamenstelling, zowel wat betreft pakkettype als tussen de jaren (Figuur 3.14).



**Figuur 3.14.** NMDS-ordinatie van macrofauna (3-dimensionale oplossing, stress 15.5) tussen het hout van de Beekloop. Afkortingen: Cont = controletraject, Stam = pakkettype stammen, Stob = stobben, Vlecht = vlechtwerk, gevolgd door bemonsteringsjaar 2015, 2017, 2019. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.14.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (3-dimensional solution, stress 15.5) between the wood in stream Beekloop. Abbreviations: Cont = control section, Stam = logs, Stob = trunks, Vlecht: intertwined branches and stems, followed by the year of sampling. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.

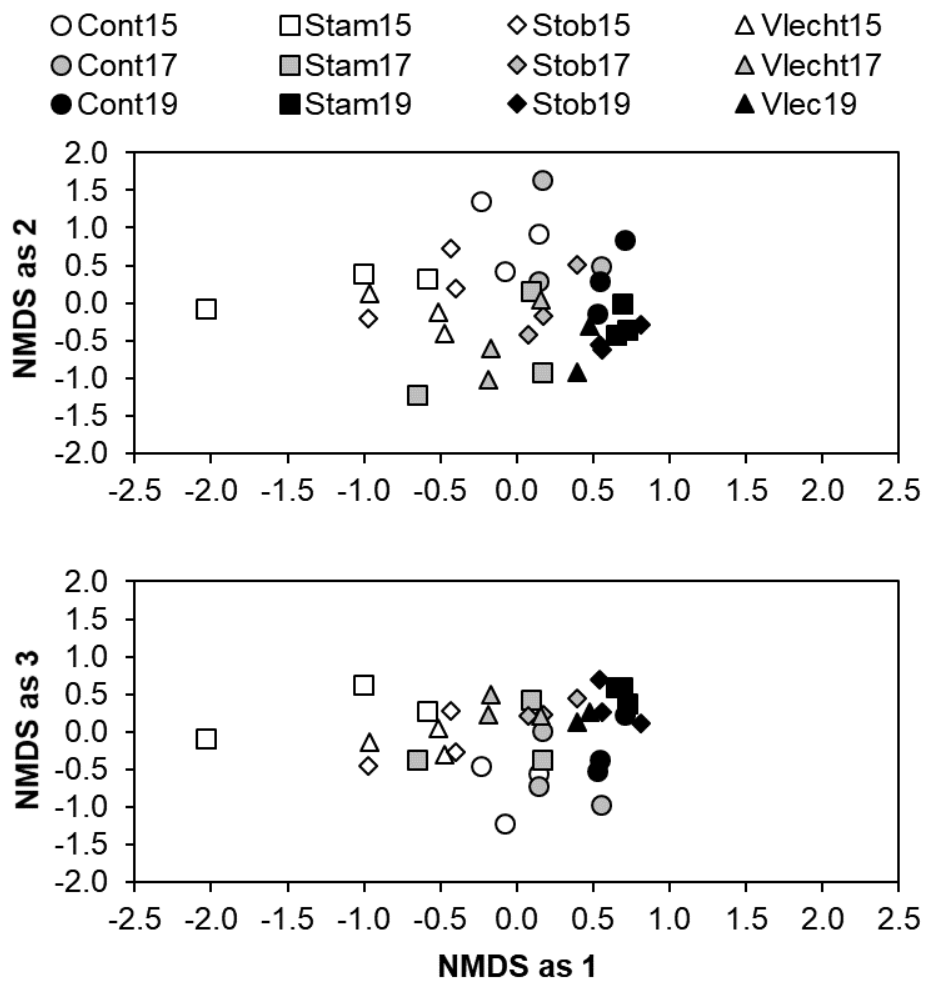
In de Lactariabeek zijn de verschillen ook minimaal, maar is een duidelijke clustering op basis van het meetjaar te zien, waarbij 2019 duidelijk afwijkt in taxonsamenstelling ten opzichte van de jaren ervoor (Figuur 3.15).



**Figuur 3.15.** NMDS-ordinatie van macrofauna (2-dimensionale oplossing, stress 11.5) tussen het hout in de Lactariabeek. Afkortingen: Cont = controletraject, Stam = pakkettype stammen, Vlecht = vlechtwerk, gevolgd door bemonsteringsjaar 2015, 2017, 2019. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.15.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (2-dimensional solution, stress 11.5) between the wood in stream Lactariabeek. Abbreviations: Cont = control section, Stam = logs, Stob = trunks, Vlecht: intertwined branches and stems, followed by the year of sampling. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.

In het 't Merkske is een graduele verandering van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap te zien in de tijd, waarbij de monsters van de houtpakketten en de controle steeds meer op elkaar gaan lijken (Figuur 3.16).



**Figuur 3.16.** NMDS-ordinatie van macrofauna (**3-dimensionale oplossing**, stress 11.1) tussen het hout van het Merkske. Afkortingen: Cont = controletraject, Stam = pakkettype stammen, Stob = stobben, Vlecht = vlechtwerk, gevolgd door bemonsteringsjaar 2015, 2017, 2019. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.16.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (3-dimensional solution, stress 11.1) between the wood in stream 't Merkske. Abbreviations: Cont = control section, Stam = logs, Stob = trunks, Vlecht: intertwined branches and stems, followed by the year of sampling. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.

## 3.4 Effect van de leeftijd van houtpakketten

### 3.4.1 Inleiding

Uit de vergelijking van de pakkettypen (hoofdstuk 3.3) komt een duidelijk tijdsaspect naar voren, waarbij er zowel verschillen tussen de jaren zijn in de samenstelling van de macrofaunagemeenschap als in het effect dat het inbrengen van het hout heeft wanneer er een vergelijking gemaakt wordt met controletrajecten zonder hout. De leeftijd van een houtpakket wordt beschouwd als een belangrijke sturende factor voor de macrofaunasamenstelling, omdat in de tijd de beschikbaarheid van voedsel en verschillende soorten habitat en het functioneren, bijvoorbeeld in termen van de afbraak en opslag organisch materiaal, toenemen (Benke en Wallace, 2003).

Een houtpakket met een complexe interne structuur en daardoor een grote retentiecapaciteit verzamelt onder relatief stabiele hydraulische omstandigheden (geen piekafvoeren waardoor uitspoeling of verplaatsing van het hout plaatsvindt) in de loop van de jaren steeds meer blad, detritus en ander organisch materiaal (Jones, 1997; Tank et al., 2010). In de tijd is er dus steeds meer materiaal aanwezig in verschillende stadia van decompositie, met aan de randen van het pakket 'vers' materiaal en dieper in het pakket oud verder verteerd materiaal.

In houtpakketten is sprake van een dynamisch evenwicht met een sterke sturing door de hydrologie, waarbij bijvoorbeeld afvoerpieken ervoor kunnen zorgen dat de voorraad organisch materiaal kleiner wordt (De Brouwer, 2020). Daarnaast verandert ook de structuur van het hout zelf door een wisselwerking van de afbraak van hout door schimmels en bacteriën, erosie door het water en schraap- en knaagactiviteiten van macrofauna (Figuur 3.17). Dit gaat echter vooral om de buitenkant van de stammen. De structuurverandering van het hout kan invloed hebben op de macrofaunasamenstelling (Molokwu et al., 2014).



**Figuur 3.17:** Stuk oud beekhout uit de Rode beek in de Meinweg, met daarop poppen van de houtetende kokerjuffer *Lepidostoma basale*. Typisch is de grillige structuur van het hout ontstaan door afbraak door microorganismen (schimmels, bacteriën) in combinatie met knaag- en schraapactiviteiten van ongewervelden, de zogenoemde gallerijvorming (zie paragraaf 3.3.3).

**Figure 3.17.** Aged piece of large wood from stream Rode beek in nature reserve Meinweg with attached pupae of the xylophagous caddisfly *Lepidostoma basale*. The structures on the surface area of the wood are the result of decomposition by microorganisms (bacteria, fungi) in combination with the scraping activity of invertebrates, the so-called gallery formation (see paragraph 3.3.3).

Geschat wordt dat het dood hout tientallen (zacht hout, bijvoorbeeld wilg) tot meer dan honderd jaar (hard hout, bijvoorbeeld eik en beuk) in het water aanwezig kan blijven (Andersen et al., 1978; Webster et al., 1999; Diez et al., 2002).

Op het moment dat hout wordt ingebracht in een beek treedt direct stromingsdifferentiatie op en daarmee veranderingen in de substraatsamenstelling rondom en tussen het hout. Ook het invangen van organisch materiaal dat wordt aangevoerd van bovenstrooms verloopt meestal snel, omdat er in de meeste beken constant transport van materiaal plaatsvindt. Daarnaast treedt de vorming van een biofilm met algen, bacteriën en schimmels op het hout snel op, omdat deze organismen zowel alom aanwezig zijn in een beek en zeer snel vermeederen. Kolonisatie van de pakketten door macrofauna verloopt trager en wordt sterk gestuurd door het moment van inbrengen ten opzichte van de reproductiemomenten van de macrofauna (eifazet door volwassen dieren, aanwezigheid juvenielen of eerste stadia larven die zich via de stroming verspreiden) en natuurlijk de aanwezigheid van soorten die potentieel het houtpakket kunnen koloniseren in het omliggende stroomgebied (Westveer, 2018).

De houtpakketten in de Nederlandse laaglandbeken zijn allemaal relatief recent ingebracht, waardoor er wel een beeld is van de veranderingen in macrofaunasamenstelling die optreden op de korte termijn, maar niet van de wat langere termijn. Om hier meer inzicht in te krijgen zijn de houtinbrengprojecten die in het kader van het project 'Beekdalbreed hermeanderen' zijn uitgevoerd in de winter van 2010-2011 opnieuw bemonsterd om een beter beeld te krijgen van de langere-termijn-effecten op de levensgemeenschap.

### **3.4.2 Aanpak**

#### *Locaties*

Het onderzoek concentreerde zich op 3 beken uit het Beekdalbreed hermeanderen onderzoek: de Leuvenumse beek (Waterschap Vallei en Veluwe), de Tongelreep (Waterschap de Dommel) en de Tungelroyse beek (Waterschap Limburg) (Tabel 3.1, paragraaf 3.2.2). Deze trajecten en bijbehorende bovenstrooms gelegen controletrajecten zijn voorafgaand aan de ingreep en vervolgens 1 jaar en 2 jaar na uitvoering bemonsterd op macrofauna. Deze bemonsteringen vonden telkens plaats in het najaar tot het begin van de winter. Het onderzoek is in 2018 (Tungelroyse beek, Tongelreep) en 2019 (Leuvenumse beek) herhaald om de langere-termijn-effecten in beeld te brengen.

#### *Macrofaunabemonstering*

De bemonstering is uitgevoerd conform de beschrijving van het onderzoek in paragraaf 3.2.2 met als verschil dat alleen gewerkt is met netmonsters omdat er geen kunstmatige substraatmonsters van de controlelocaties uit de eerdere jaren beschikbaar waren. Ook zijn mijten en zoetwaterborstelwormen niet verder gedetermineerd.

#### *Veranderingen levensgemeenschap in de tijd*

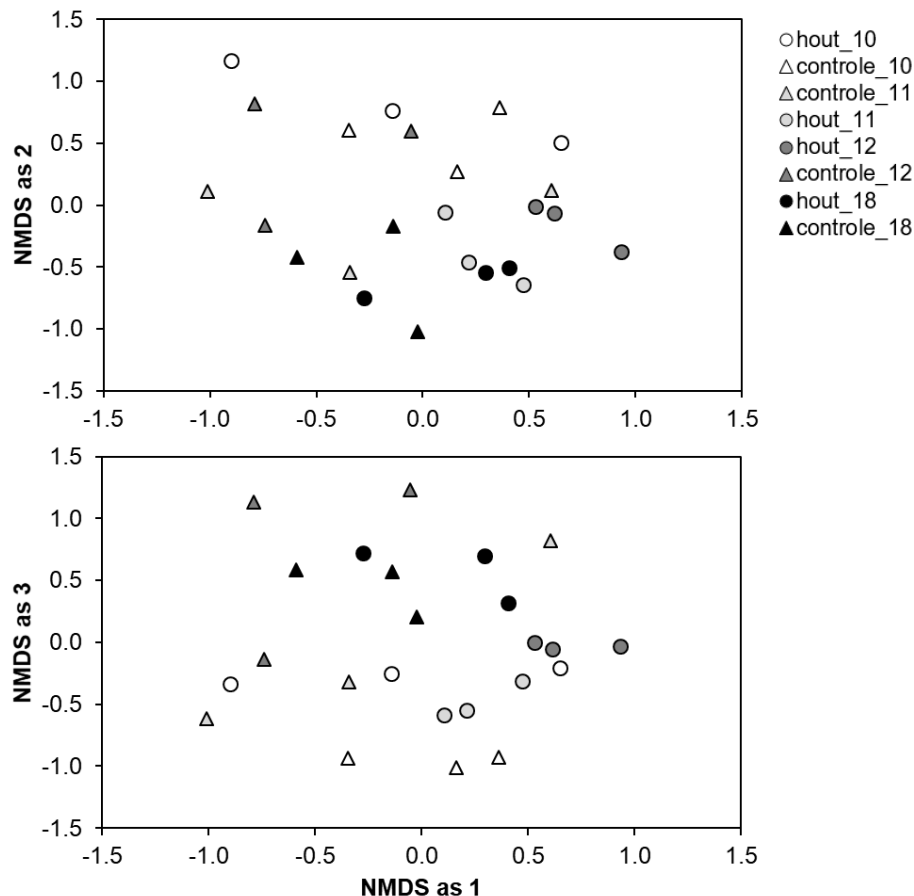
Eerst is met behulp van de Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) ordinatietechniek de mate van dissimilariteit (Bray-Curtis) tussen de gemeenschappen op houtpakketten vergeleken voor de verschillende jaren. Hiermee kunnen de veranderingen in macrofaunasamenstelling in de tijd worden weergegeven. Dit is voor iedere beek afzonderlijk gedaan, om te voorkomen dat locatiespecieke verschillen de ordinatie te veel beïnvloeden. NMDS is uitgevoerd in het programma Pc-Ord. Om een overheersend effect van ofwel zeer dominante of zeer zeldzame taxa te voorkomen zijn daarnaast alle abundanties  $\log_2(x+1)$  getransformeerd en zijn taxa die maar eenmaal zijn aangetroffen buiten beschouwing gelaten. Daarnaast heeft er taxonomische afstemming plaatsgevonden om te voorkomen dat hetzelfde taxon op verschillende taxonomische niveaus wordt meegenomen in de analyse.

Dit is het gevolg van determinatieproblemen bij juvenielen en eerste stadia dieren, die vaak tot op familie of genus worden gedetermineerd, terwijl latere stadia of volwassen dieren tot op soort kunnen worden gedetermineerd.

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de macrofaunagemeenschappen na het inbrengen van de houtpakketten is in het programma Canoco een Principal Response Curve (PRC) analyse uitgevoerd. Dit is mogelijk omdat het onderzoek is opgezet als een voor-na-controle-impact studie. Deze techniek is gebaseerd op een Redundantie Analyse (RDA) ordinatie en geeft een diagram met de tijd geprojecteerd op de x-as en de eerste ordinatieas (PRC-as 1) op de y-as die het effect van de ingreep op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap weergeeft. De lijnen in het diagram geven de afwijking ten opzichte van de monsters in het controletraject weer. Verder geeft de analyse voor individuele taxa de mate waarin deze de respons van de gemeenschap volgen, uitgedrukt als  $b_k$ . Hieruit valt af te leiden welke taxa grote veranderingen laten zien na de ingreep.

### 3.4.3 Resultaten

In de Tongelreep treedt in eerste instantie een verandering in de macrofaunagemeenschap op, waarbij de monsters uit de controletrajecten verschillen van de monsters uit de houtpakketten. Echter in 2018 lijken de gemeenschappen in de controle- en houttrajecten weer veel sterker op elkaar (Figuur 3.18).

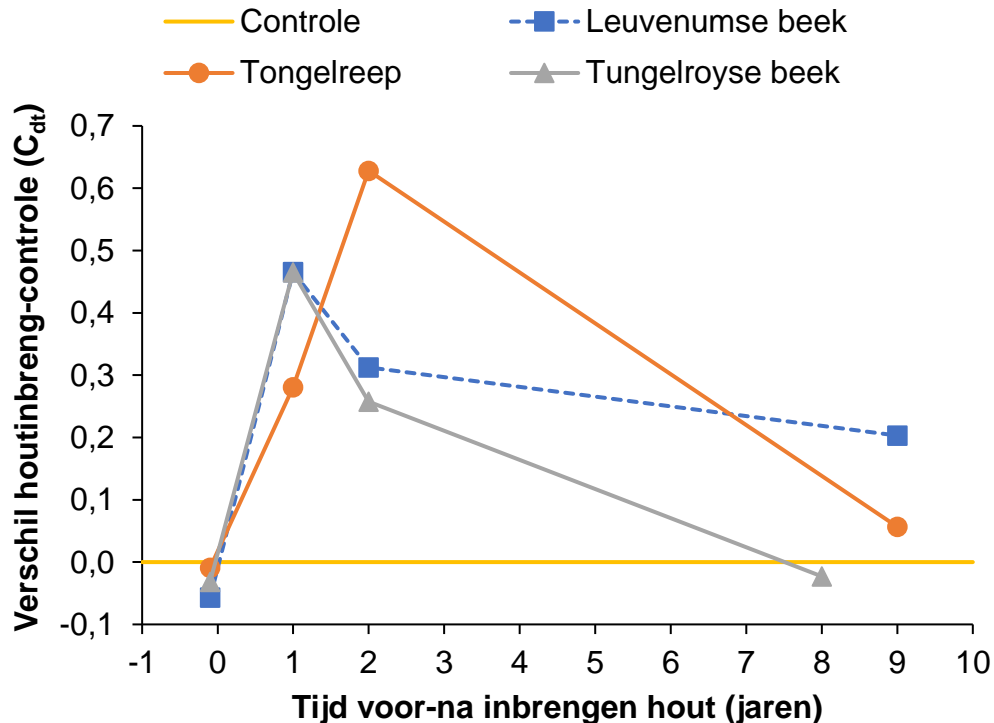


**Figuur 3.18.** NMDS-ordinatie van macrofauna (3-dimensionale oplossing, stress 13.4) bemonsterd tussen het hout of in controletrajecten van de Tongelreep in verschillende jaren: 2010 voor ingreep, 2011, 2012 en 2018 na ingreep. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.18.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (3-dimensional solution, stress 13.4) between the wood and in the control sections without wood in stream Tongelreep in different years 2010 before wood addition, 2011, 2012 and 2018 after wood addition. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.



De PRC van de Tongelreep laat zien dat voor het inbrengen van het hout de verschillen tussen de controletrajecten en de trajecten waar het hout zou worden ingebracht klein waren (Figuur 3.19). Na uitvoering trad er een significant effect op van het hout op de macrofaunagemeenschap (19.4% van de variatie in de macrofaunasamenstelling verklaard door het hout,  $F=1.0$ ,  $P=0.003$ ), dit bleef echter beperkt tot jaar 1 en 2 na de ingreep, in 2018 was het verschil tussen de trajecten met houtpakketten en de controletrajecten verdwenen.



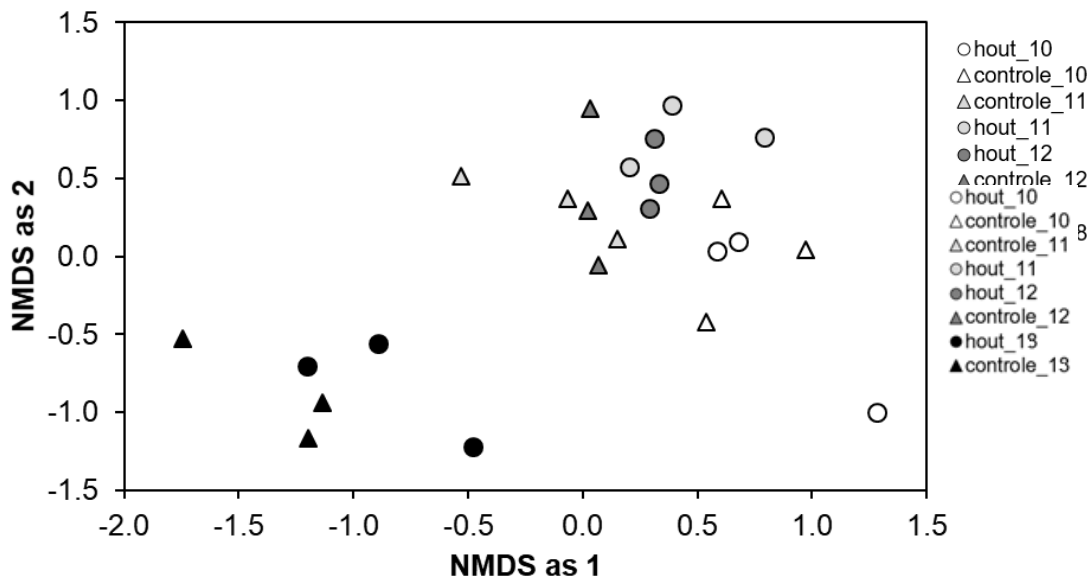
**Figuur 3.19.** Principal response curves van de effecten van houtinbreng ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) op de macrofaunagemeenschappen in de drie beken. De lijnen geven het effect van het hout in de tijd weer, waarbij ieder punt het gemiddelde is van 3 pakketten per jaar. Op tijdstip 0 is het hout ingebracht.

**Figure 3.19.** Principal response curves of the effects of wood addition ( $C_{dt}$ , PRC-as 1) on the macroinvertebrate assemblages in the three studied streams. The coloured lines depict the effects of the wood addition in time in comparison to the sections without wood (0 line, x-axis), in which each point is the average of three wood patches.

Ook de Tungelroyse beek liet een significant effect zijn van het inbrengen van het hout (12.7% verklaard,  $F=0.6$ ,  $P=0.001$ ); dit effect was in eerste instantie groot maar was in 2018 verdwenen net zoals in de Tongelreep (Figuur 3.19).

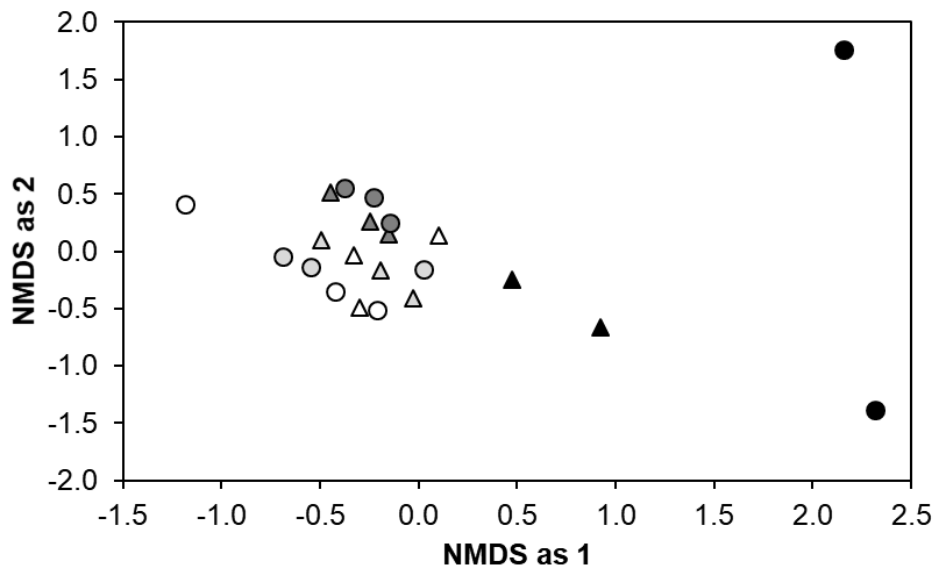
De NMDS liet een groot verschil zien in samenstelling van de macrofauna tussen 2018 en de eerdere meetjaren (Figuur 3.20).





**Figuur 3.20.** NMDS-ordinatie van macrofauna (2-dimensionale oplossing, stress 12.5) bemonsterd tussen het hout of in controletrajecten van de Tungelroyse beek in verschillende jaren: 2010 voor ingreep, 2011, 2012 en 2018 na ingreep. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.20.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (2-dimensional solution, stress 12.5) between the wood and in the control sections without wood in stream Tungelroy in different years 2010 before wood addition, 2011, 2012 and 2018 after wood addition. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.



**Figuur 3.21.** NMDS-ordinatie van macrofauna (2-dimensionale oplossing, stress 13.3) bemonsterd tussen het hout of in controletrajecten van de Leuvenumse beek in verschillende jaren: 2010 voor ingreep, 2011, 2012 en 2019 na ingreep. De afstand tussen de monsters in het diagram geeft de Bray-Curtis dissimilariteit aan.

**Figure 3.21.** NMDS-ordination of macroinvertebrates (2-dimensional solution, stress 13.3) between the wood and in the control sections without wood in stream Leuvenum in different years 2010 before wood addition, 2011, 2012 and 2019 after wood addition. The distance between the points in the diagram is based on the Bray-Curtis dissimilarity.

Het effect van het hout in de Leuvenumse beek over de jaren is niet significant (11.2% verklaard,  $F = 0.4$ ,  $P = 0.0692$ ) en laat een grote afwijking zien tussen de controle en houttrajecten in 2019 en de overige monsters (Figuur 3.21). Het is goed mogelijk dat dit een vertekend beeld is, omdat het een effect zou kunnen zijn van de droogval van het houtinbrengtraject in 2018 (zie paragraaf 3.2.2).

#### *Welke taxa reageren positief op houtinbreng?*

In tabel 3.5 is voor de beken die een significant effect van het inbrengen van hout lieten zien weergegeven in welke mate individuele taxa hierop reageerden.

In de Tongelreep laat 41% van de taxa een positieve respons zien (totaal 79 taxa,  $b_k \geq 0.5$ ) en slechts 3% een negatieve respons ( $b_k \leq -0.5$ ). In de Tungelroyse beek zijn deze percentages anders verdeeld; daar reageert 25% positief en 22% negatief (totaal 83 taxa). Deels zijn het dezelfde taxa die de positieve respons laten zien, waarbij in beide beken de sterkste respons gevonden wordt voor de kriebelmug *Simulium*. Daarnaast reageren de beekjuffer *Calopteryx* spp. en de kokerjuffers *Hydropsyche pellicidula*, *H. angustipennis* en *Lype* spp., de haft *Baetis vernus*, de vlokreeft *Gammarus pulex*, de waterpissebed *Asellus aquaticus* en de vedermug *Polypedilum* spp. in beide beken positief.

In de Tongelreep zijn het in de meerderheid kenmerkende of positief dominante taxa op basis van de macrofaunamaatlat voor het KRW-type R5 die een positieve respons laten zien (Tabel 3.5). Dit is anders in de Tungelroyse beek, waar het beeld minder eenduidig is, hier nemen ook veel kenmerkende taxa af en negatief dominante taxa toe.

#### *Hoe kan het verdwijnen van het effect in de vervolgmetingen worden verklaard?*

In figuur 3.19 is duidelijk te zien dat in 2018-2019 het eerder aanwezige verschil tussen de controletrajecten en de houtinbrengtrajecten veel kleiner geworden is. Omdat een PRC analyse uitgaat van het verschil in samenstelling van de levensgemeenschap tussen een controle en een impactmonster kan dit twee dingen betekenen, of het effect van het houtpakket is uitgewerkt en de taxa die een positieve respons lieten zien zijn weer verdwenen, of het effect van het houtpakket is er nog steeds, maar de taxa zijn nu ook in de controletrajecten aanwezig omdat de omstandigheden daar beter zijn geworden in de loop van de tijd.

Om hier meer inzicht in te krijgen is het aantal indicatortaxa voor het KRW-watertype R5 (waar de beken toe behoren) in de controle en houtinbrenglocaties uitgezet in de tijd (Figuur 3.22).

Voor de Leuvenumse geldt dat in 2019 het aantal indicatoren lijkt te zijn afgenomen ten opzichte van de controle, zoals al eerder vermeldt hoogstwaarschijnlijk de consequentie van de droogval in de voorgaande zomer. In de eerdere jaren waren de aantallen in de controle en de houtinbrengtrajecten meer vergelijkbaar.

De veranderingen in de aantallen indicatoren in de Tongelreep ondersteunen de hypothese dat de controle beter is geworden, zowel de houtinbrengtrajecten als de controle bevatten in 2018 veel indicatoren, iets wat in de eerdere jaren alleen voor de houttrajecten gold.

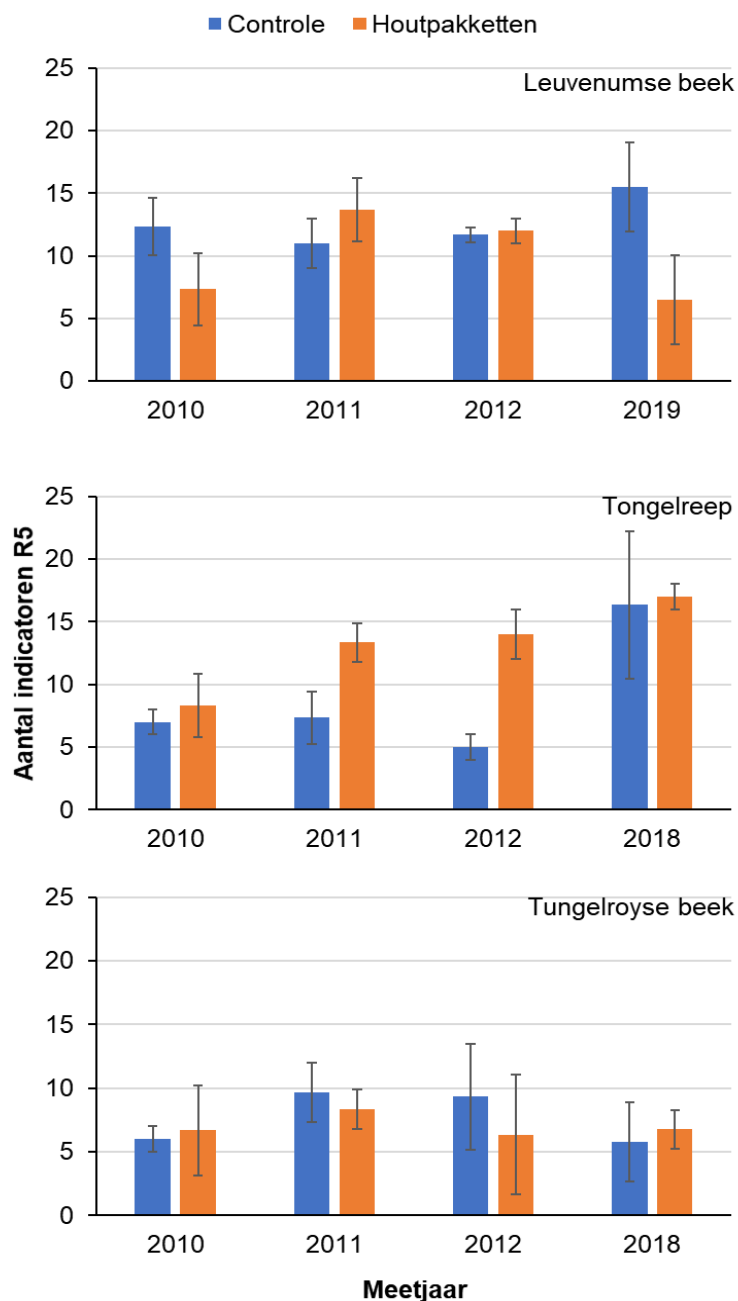
In de Tungelroyse beek gaat dit echter niet op, het aantal indicatoren is vergelijkbaar over de hele tijdsperiode. Gezien het variabele beeld met indicatoren die toe- en afnemen zijn de effecten die in deze beek zijn waargenomen waarschijnlijk verschuivingen in de macrofaunagemeenschap (Tabel 3.5).

**Tabel 3.5.** Taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 van de beken met een significant effect van houtinbreng. De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon op het hout overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de respons, taxa met een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 zijn niet opgenomen omdat deze respons als zwak kan worden beschouwd. De indicatorwaarde voor KRW-type R5 is tussen haakjes aangegeven: - geen indicatie, N: negatief dominant, P: positief dominant, K: kenmerkend.

**Table 3.5.** Taxon scores ( $b_k$ ) associated with the PRC-axis 1 of the streams with a significant effect of wood addition in time. The scores indicate to what extent taxon specific responses correspond with the assemblage as a whole, with a positive score indicating an increase and a negative score a decrease. The higher or lower the score, the stronger the response. A  $b_k$  between -0.5 and 0.5 indicates a weak or no response and could be regarded as indifferent. An indicative value for the WFD-lowland stream type R5 is given between brackets: - no indication, N: negative dominant, P: positive dominant, K: characteristic.

Tongelreep		Tungelroyse beek	
Taxon	$b_k$	Taxon	$b_k$
<u>Positieve respons</u>		<u>Positieve respons</u>	
<i>Simulium</i> (-/K/P)	2.6	<i>Simulium</i> (-/K/P)	3.1
<i>Calopteryx</i> (K)	2.6	<i>Hydropsyche pellucidula</i> (K)	2.8
<i>Echinogammarus berilloni</i> (K)	2.6	<i>Lype</i> (-/K)	2.8
Limnephilidae (klein) (-)	2.5	<i>Baetis vernus</i> (-)	2.1
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (K)	2.3	<i>Limnephilus rhombicus</i> (-)	1.9
<i>Lype</i> (-/K)	2.1	<i>Polypedilum</i> (-/K/P/N)	1.6
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (K)	2.1	<i>Gammarus pulex</i> (P)	1.5
<i>Glyptotaelius pellucidus</i> (P)	2.0	<i>Calopteryx</i> (K)	1.2
<i>Ancylus fluviatilis</i> (K)	1.9	Oligochaeta (-)	1.1
<i>Asellus aquaticus</i> (N)	1.8	<i>Musculium</i> (-/N)	1.1
<i>Elmis aenea</i> (K)	1.7	<i>Gyraulus albus</i> (N)	1.1
<i>Gyrinus</i> (-/K)	1.7	<i>Physa fontinalis</i> (-)	1.1
<i>Proasellus meridianus</i> (-)	1.4	<i>Brillia flavifrons</i> (-)	0.9
<i>Gammarus roeseli</i> (P)	1.4	<i>Cryptochironomus</i> (N)	0.9
<i>Gammarus tigrinus</i> (-)	1.3	<i>Radix balthica</i> (N)	0.8
<i>Baetis vernus</i> (-)	1.2	<i>Hesperocorixa sahlbergi</i> (-)	0.8
<i>Gammarus pulex</i> (P)	1.1	<i>Cricotopus</i> (-/N)	0.8
<i>Heptagenia flava</i> (K)	1.1	<i>Hydropsyche angustipennis</i> (K)	0.8
<i>Erpobdella octoculata</i> (N)	1.1	<i>Phaenopsectra</i> (-)	0.7
<i>Mystacides</i> (-/K)	1.0	<i>Asellus aquaticus</i> (N)	0.7
<i>Dendrocoelum lacteum</i> (-)	1.0	<i>Dicrotendipes</i> (-)	0.6
<i>Erpobdella nigricollis</i> (-)	1.0	<u>Negatieve respons</u>	
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (K)	0.9	<i>Molanna angustata</i> (K)	-0.6
<i>Rheotanytarsus</i> (K)	0.9	<i>Notonecta glauca</i> (-)	-0.6
<i>Polypedilum</i> (-/K/P/N)	0.9	<i>Tanytarsus</i> (-)	-0.6
<i>Sphaerium</i> (-/N/K)	0.8	<i>Chironomus</i> (N)	-0.8
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i> (-)	0.6	<i>Procladius</i> (-)	-0.9
<i>Athripsodes cinereus</i> (K)	0.6	<i>Cyrnus trimaculatus</i> (K)	-0.9
<i>Ephemera danica</i> (K)	0.6	<i>Atrichops crassipes</i> (-)	-0.9
<i>Halesus radiatus</i> (K)	0.6	<i>Polycentropus irroratus</i> (K)	-0.9
<i>Nemoura cinerea</i> (K)	0.6	<i>Plectrocnemia conspersa</i> (K)	-1.0
<i>Dugesia</i> (-)	0.6	<i>Planorbis carinatus</i> (-)	-1.0

Tongelreep		Tungelroyse beek	
Taxon	$b_k$	Taxon	$b_k$
<i>Macropelopia</i> (-)	0.5	<i>Limnephilus</i> (-/K)	-1.1
<u>Negatieve respons</u>		<i>Platycnemis pennipes</i> (K)	-1.3
<i>Cryptochironomus</i> (N)	-0.6	<i>Pisidium</i> (-/P)	-1.4
<i>Odontomesa fulva</i> (K)	-0.9	<i>Corbicula fluminea</i> (-)	-1.5
		<i>Mystacides</i> (-/K)	-1.7
		<i>Cloeon dipterum</i> (N)	-1.9
		<i>Microtendipes</i> (-/K)	-2.0
		<i>Neureclipsis bimaculata</i> (K)	-2.1

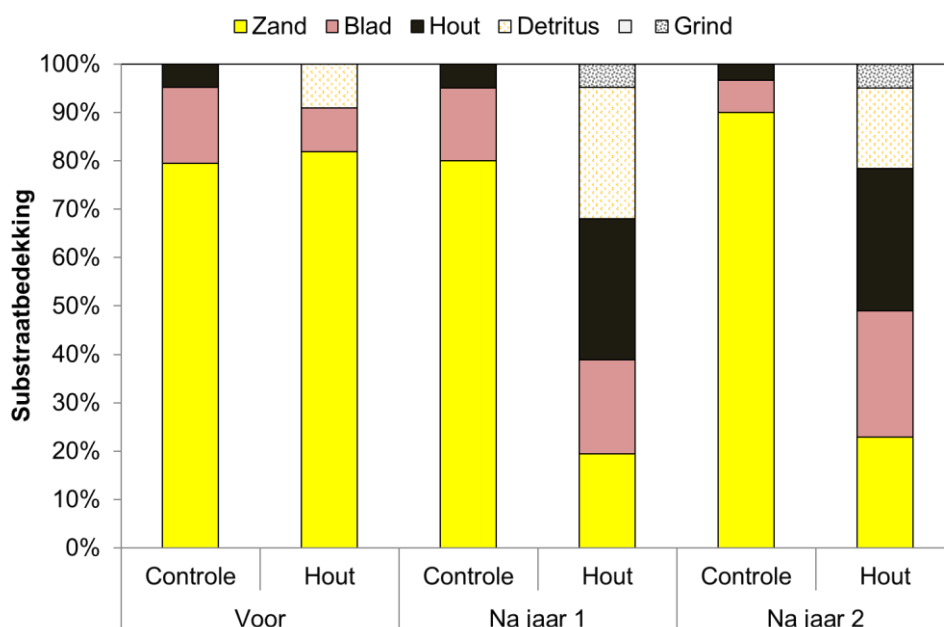


**Figuur 3.22.** Gemiddeld ( $\pm 1SD$ ) aantal KRW-indicatoren voor het beektype waartoe de onderzochte beken behoren (R5) per meetjaar voor de controle- en houtinbrengtrajecten. Het eerste meetjaar is voorafgaand aan het inbrengen van het hout.

**Figure 3.22.** Average ( $\pm 1SD$ ) number of WFD-indicator taxa for the lowland stream type R5 per sampling year for the stream sections with and without large wood.

### 3.5 Synthese en discussie

Door hout in de beek in te brengen wordt via de gecreëerde stromingsvariatie en retentie door de structuren op de beekbodem de habitatheterogeniteit van de bedding sterk verhoogd, zeker wanneer de beek omgeven wordt door bos en daardoor een constante aanvoer van blad en ander organisch materiaal heeft (De Brouwer et al., 2020; Figuur 3.23).



**Figuur 3.23.** Veranderingen in substraatbedekking controle- en houtinbrengetrajecten in de Leuvenumse beek voor en na het inbrengen van het hout (De Brouwer et al. 2020).

**Figure 3.23.** Changes in substrate cover in stream sections with and without large wood in stream Leuvenum before and after the addition of large wood (De Brouwer et al. 2020).

In de basis worden dus door hout in te brengen de omstandigheden in termen van habitatcondities op orde gebracht. Echter, wat uit het landelijke onderzoek duidelijk naar voren komt is dat de context sterk bepalend is voor het effect dat zo'n kleinschalige ingreep vervolgens heeft op de macrofaunagemeenschap. Hydrologische (stroomsnelheid, afvoerdynamiek) en morfologische parameters (dimensies) en het landschap (aanwezigheid bos) bleken namelijk meer sturend voor de gemeenschappen dan de aanwezigheid van het hout (paragraaf 3.2.3). Het inbrengen van hout is een relatief eenvoudige ingreep, maar moet dus vooraf integraal bekeken worden om een optimale ecologische effectiviteit te bereiken.

Een complicerende factor in deze onderzoeken is dat veel van de beken waar houtinbrengetrajecten worden uitgevoerd, vaak of al van relatief goede kwaliteit zijn (vaak in natuurgebieden) en ook op andere manieren hersteld worden, waardoor het pakket aan maatregelen breder is dan het hout alleen en de positieve effecten niet beperkt zijn tot de houtpakketten. Door de hier in dit onderzoek gevolgde benadering waarbij controletrajecten met houtinbrengetrajecten worden vergeleken, kan dit bij een sterkere verbetering in zowel de houtinbrengetrajecten als in de controle (door de andere maatregelen), leiden tot "geen netto effect" specifiek voor de houtpakketten.

Een voorbeeld hiervan is de Tongelreep, waar momenteel beekherstel is uitgevoerd over een groot gedeelte van de totale beeklengte, met als gevolg meer beschaduwing, verbeterde

waterkwaliteit, nieuwe grindbedden, meer water vasthouden en vertraagd afvoeren en nagenoeg geen machinaal onderhoud in grote delen van de beek, waardoor ook buiten de houtinbreng-locaties de hoeveelheid dood hout toeneemt (mond. med. M. Scheepens, Waterschap de Dommel). Je ziet in deze beek het effect van het hout verdwijnen in de analyse (paragraaf 3.4.3), maar dit is het gevolg van de positieve effecten in de controle, waardoor deze richting de hoge kwaliteit houttrajecten worden getrokken. Waarschijnlijk is het effect dan ook groter wanneer de beek nog niet verregaand hersteld is en er bijvoorbeeld nog helemaal geen substraatvariatie in de watergang aanwezig is als gevolg van een intensief schoningsbeleid.

Het type houtpakket was voor de meeste taxa die zijn aangetroffen in de onderzoeken niet relevant (paragraaf 3.3.3). Voor deze taxa lijkt het bieden van structuur door het hout dan ook belangrijker, oftewel een structuur met een hoge stabiliteit en complexiteit waar de taxa zich kunnen verschuilen, voedsel zoeken, vasthechten. De binding van deze taxa met hout is daarmee facultatief, als het een ander stevig substraat zou zijn (bijv. stenen, brokken veen of ijzeroer) dan zouden deze taxa dit ook kunnen gebruiken.

Dit is een beeld dat ook uit het onderzoek van De Brouwer et al. (2020) komt, die gekeken hebben naar de habitatpreferenties van de taxa die een positieve respons laten zien in de eerste jaren na het inbrengen van de houtpakketten in de Leuvenumse beek, Tongelreep en Tungelroyse beek. Ze laten zien dat er een sterke correlatie is tussen de respons op de aanwezigheid van hout en een habitatpreferentie voor hard substraat.

Dit is echter geen pleidooi voor meer stenen in de Nederlandse beken. Omdat hout veel meer interactie heeft met stroming omdat het, bijvoorbeeld bij takken en stronken, meer in de waterkolom uitsteekt, biedt hout veel meer mogelijkheden met betrekking tot het creëren van habitatdiversiteit, mate van complexiteit, vormen van voedselvoorziening enzovoorts. Daarnaast zijn stenen in de Nederlandse laaglandbeken van nature zeer zeldzaam en daarmee gebiedsvreemd.

Dat hout wel degelijk een specifieke functie heeft voor macrofauna wordt aangetoond door de enige aangetroffen obligate houtbewoner, de kokerjuffer *Lype* spp. die in de verschillende onderzoeken naar voren komt in relatie met de houtpakketten. Voor deze kokerjuffers is de aanwezigheid van hout essentieel (Spänhoff et al., 2003).

Dat er niet meer obligate houtbewoners worden gevonden, zou verband kunnen houden met de zeldzaamheid van veel van deze soorten in Nederland. Omdat hout gedurende decennia direct verwijderd is uit de Nederlandse beken, en overigens ook in de omliggende landen, zijn de meeste soorten beperkt in hun verspreiding.

Een mooi voorbeeld hiervan is *Lepidostoma basale*, een andere houtgebonden kokerjuffer. Herintroductie van deze soort in een herstelde beek circa 100 kilometer van de meest noordelijke populatie in Nederland bleek erg succesvol (Verdonschot et al., 2019), wat aangeeft dat de dispersiemogelijkheden voor dit type soorten wel eens de reden zou kunnen zijn dat er op dit moment niet meer van deze soorten in de houttrajecten gevonden worden. De meeste projecten zijn immers maar enkele jaren tot bijna een decennium oud en daardoor vooral gekoloniseerd door taxa uit de directe omgeving.

## 4. Hydraulische en waterkwaliteitsaspecten stroombaanmaaien

### 4.1 Inleiding

Stroombaanmaaien wordt gezien als een manier om ecologische en waterveiligheidsdoelen met elkaar te combineren in beken waar vegetatie in het zomerseizoen de afvoer enige mate beperkt. Omdat waterplanten in beken door hun hydraulische weerstand de stroomsnelheid van het water verlagen, kan dit leiden tot een hoger (grond)waterpeil en verhoogd overstromingsrisico (Bal en Meire, 2009). Om potentiële schade in landbouwgebieden te vermijden worden waterplanten regelmatig weggemaaid uit beken, maar dit kan negatieve gevolgen hebben voor flora en fauna (Baattrup-Pedersen et al., 2003; Vowles en Kemp, 2019).

Bij stroombaanmaaien wordt deel van de vegetatie behouden door slechts een 'baan' te schonen voor de benodigde minimale afvoer. Er zijn verschillende rekenmethoden om te bepalen hoe breed deze stroombaan moet zijn (STOWA, 2017), maar een goede validatie voor verschillende typen beeksystemen ontbreekt.

Er is daarom in samenwerking met waterschap Rijn en IJssel van 3 t/m 12 juni 2019 een praktijkproef uitgevoerd in een traject van de Eefse Beek om data te verzamelen om deze rekenmethoden verder te valideren. Tevens is onderzocht in hoeverre de maaiactiviteiten invloed hadden op veranderingen in waterkwaliteitsparameters die veel invloed hebben op het ecologisch functioneren van de beek. Verwacht werd namelijk dat er direct na het maaien koolstof en nutriënten zouden vrijkomen in het water vanuit de gemaaide planten en vanuit het sediment.

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de hydraulische analyse en de waterkwaliteitsmetingen van de veldproef beschreven. De proef is uitgevoerd door Waterschap Rijn en IJssel (WRIJ), Deltares en de Universiteit Antwerpen (UA). In paragraaf 4.4 wordt de hydraulische analyse uitgewerkt en in paragraaf 4.5 de waterkwaliteitsanalyse. Per paragraaf zijn de meest belangrijke conclusies samengevat en in paragraaf 4.6 wordt een totaalbeeld geschetst van beide onderdelen.

### 4.2 Systeembeschrijving

De Eefse Beek is een langzaam stromende beek op zandgrond met een afwateringsgebied van 4080 hectare en een totale lengte van 12.1 km. De beek ontstaat door de samenkomst van de Molenbeek en de Huurnerbeek. De beek is altijd watervoerend, met in de zomer afvoerloze perioden. Stroomopwaarts van stuw Termeulen kan water worden ingelaten vanuit het Twentekanaal. Het waterpeil wordt geregeld door regelbare, elektrische stuwen. In elk stuwpaand wordt een streefpeil gehanteerd. Daardoor zijn de flora en fauna vooral kenmerkend voor stilstaande wateren en wordt relatief laag gescoord op de KRW-maatlatten voor macrofauna (EKR-waarde watertype R5 in 2015 0.37) en vis (EKR-waarde 0.15). De vegetatie scoort beter (EKR-waarde 0.53), maar doordat een dikke sliblaag aanwezig is bestaat de watervegetatie wel voornamelijk uit de productieve soorten (Factsheet Eefse Beek [https://www.wrij.nl/publish/library/22/factsheet\\_waterkwaliteit\\_eefse\\_beek\\_wbp\\_16-21.pdf](https://www.wrij.nl/publish/library/22/factsheet_waterkwaliteit_eefse_beek_wbp_16-21.pdf)).



**Figuur 4.1.** De Eefse Beek ligt ten noorden van het Twentekanaal nabij Zutphen, ten oosten van de IJssel.

**Figure 4.1.** The stream Eefse Beek is situated north of the canal Twentekanaal near the city of Zutphen, east of the river IJssel.

De proef is uitgevoerd in het stuwband tussen stuw Termeulen en stuw Pelgrim (Eefse Beek: Figuur 4.1). Op dit traject komen slechts twee kleine watergangen uit, waarvan de afvoer op basis van het afwaterend oppervlak geschat wordt op minder dan 1% van de afvoer van de Eefse beek. De invloed van deze afwateringseenheden is verwaarloosbaar en wordt daarom verder niet meegenomen.

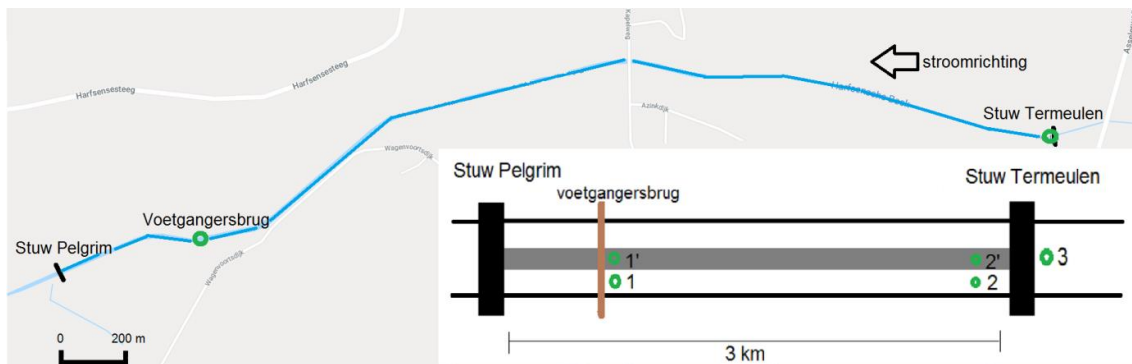
### 4.3 Beschrijving van de praktijkproef

De praktijkproef bestond uit het tijdelijk gecontroleerd verhogen van de afvoer in het pand Termeulen-Pelgrim, nadat de vegetatie in het pand tot vooraf vastgestelde dimensies was teruggebracht. Voor het maaien is in kaart gebracht welke soorten waterplanten er in de beek aanwezig waren, welke groeivorm ze hadden en de bedekkingsgraad. Tijdens de proeven zijn doorlopend waterstanden gemeten via drukmeters (*divers*) ter hoogte van de stuwen en de voetgangersbrug (Figuur 4.1). Daarnaast zijn verschillende extra metingen uitgevoerd aan de afvoer en stroomsnelheden, gebruikmakend van een River-Pro ADCP nabij stuw Termeulen en met een EMS vanaf de voetgangersbrug tijdens de afvoerpieken.

Biomassa-metingen van het plantenmateriaal dat vrijkwam bij elke maaibeurt zijn gedaan door met een afdrijfgolf het maaisel te verzamelen. Dit materiaal werd opgevangen bij de stuw benedenstrooms van stuw Pelgrim. Hier is het de dag na de afdrijfgolf op een vrachtwagen geladen en is het natgewicht van dit materiaal gemeten op een weegbrug. Van deze biomassa zijn monsters genomen om een relatie op te stellen tussen nat- en drooggewicht en een bepaling te maken van de C:N:P ratio's van het materiaal.

Waterkwaliteitsmetingen zijn gedaan op 2 juni 2019 (de dag voor het maaien) en 3 juni 2019 (de eerste dag van het stroombaanmaaien). Er is telkens op twee locaties gemeten: bij de stroomopwaartse stuw (in de stroombaan, naast de stroombaan en stroomopwaarts van de stuw) en in de buurt van de stroomafwaartse stuw (in de stroombaan en naast de stroombaan) (Figuur 4.2).





**Figuur 4.2.** Overzicht studiegebied: macrofyten zijn verwijderd tussen stuw Termeulen en stuw Pelgrim en monsters zijn genomen bij stuw Termeulen en de voetgangersbrug een paar honderd meter stroomopwaarts van stuw Pelgrim. In de inzet is een schematische weergave van het gebied te zien met de exacte monsterpunten: bij de voetgangersbrug in de stroombaan, aangegeven in grijs, (meetpunt 1': Figuur 4.3) en buiten de stroombaan (meetpunt 1), bij stuw Termeulen in de stroombaan (meetpunt 2'), buiten de stroombaan (meetpunt 2) en stroomopwaarts van de stuw (meetpunt 3).

**Figure 4.2.** Overview of the study area: macrophytes were removed between weir Termeulen and weir Pelgrim and samples were taken at weir Termeulen and the pedestrian bridge a few hundred meters upstream of weir Pilgrim. The inset shows a schematic representation of the area with the exact sampling points: at the pedestrian bridge in the flow path, indicated in gray, (measurement point 1': Figure 4.3) and outside the flow path (measurement point 1), at the weir Termeulen in the flow path (measurement point 2'), outside the flow path (measurement point 2) and upstream of the weir (measurement point 3).



**Figuur 4.3:** Het verrichten van EMS stroomsnelheidsmetingen op de voetgangersbrug (12 juni 2019).

**Figure 4.3.** EMS flow velocity measurements on the pedestrian bridge (June 12, 2019).

Bij de stroomafwaartse locatie werden sondes geplaatst die elk kwartier de temperatuur, pH, zuurstofconcentratie, elektrische geleidendheid, turbiditeit (YSI EXO3 sonde) en de CO<sub>2</sub> concentratie (Pro-Oceanus Digital Mini CO<sub>2</sub> probe) maten.

Daarnaast is op alle bovengenoemde locaties handmatig pH, zuurstof, elektrische geleidbaarheid en temperatuur gemeten en zijn er monsters genomen om de gehalten aan nutriënten (NH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> en PO<sub>4</sub>), alkaliniteit, opgeloste organische koolstof (DOC) en zwevende stof vast te stellen. Hiervoor werd steeds een emmer water uit de beek gehaald om de metingen in te doen en om monsters uit te nemen. De metingen zijn op de dag voor het maaien om het uur gedaan en op de dag van het maaien om het kwartier.

Verder zijn er na het maaien zes willekeurige monsters genomen van het maaisel dat in het water dreef, en van dat materiaal is de versgewicht:drooggewicht ratio bepaald. Van zowel de vegetatie als de zwevende stof is de C:N ratio gemeten (FLASH 2000 Organic Elemental Analyser), gebaseerd op Flash Dynamic Combustion (Thermo Fisher Scientific, 2014).

Een overzicht van de verschillende proeven en meetmomenten is in tabel 4.1 weergegeven.

**Tabel 4.1.** *Overzicht van het tijdstip van de proeven en metingen.*

**Table 4.1.** *Overview of dates and time of the experiments and measurements.*

Datum	Tijdstip	Activiteiten
24 mei 2019		Pilot golf (niet-gemaaid)
3 juni 2019	's-ochtends  's-middags	2 meter stroombaan maaien Afdrijven materiaal EMS bij voetgangersbrug
4 juni 2019	's-middags	Proefgolf door het systeem ADCP metingen
5 juni 2019	's-ochtends  's-middags	Stroombaan verbreden tot 4 meter Afdrijven materiaal
6 juni 2019	's-middags	Proefgolf door het systeem ADCP metingen EMS bij voetgangersbrug
7 juni 2019	's-ochtends  's-middags	's Ochtends stroombaan verbreden tot 6 meter 's Middags afdrijven materiaal
12 juni 2019	's-middags	Proefgolf door het systeem ADCP metingen EMS bij voetgangersbrug

## 4.4 Hydraulische analyse

### 4.4.1 Algemene aanpak

Het doel van de hydraulische analyse is om validatiedata te verzamelen voor rekenmethoden om een betrouwbaar veilige minimale breedte van een stroombaan te kunnen afleiden voor verschillende beeksystemen. Om dit te doen wordt het effect van het maaibeheer op de hydrauliek afgeleid. Dit wordt vervolgens verder geanalyseerd door het effect op de effectieve ruwheid te berekenen. Tot slot worden de gemeten peilen vergeleken met het STOWA stromingsmodel 'Spreadsheet Maaibeheer'.

### 4.4.2 Ingewonnen gegevens

*Overzicht van de metingen*

In tabel 4.2 zijn de aangeleverde of verzamelde hydraulische data gegeven.

**Tabel 4.2.** *Overzicht van de beschikbare hydraulische data.*

**Table 4.2.** Overview of hydraulic data available.

Locatie	Tijdstip	Meetinstrument	Interval	Parameter
Voetgangersbrug	3, 6 en 12 juni 2019	EMS	Handmatig	Stroomsnelheid
Stuw Pelgrim (Benedenstrooms)	28-5-2019 t/m 15-6-2019	Diver (UA)	Minuut	Waterstand
Voetgangersbrug (Benedenstrooms)	28-5-2019 t/m 15-6-2019	Diver (UA)	Minuut	Waterstand
Stuw Termeulen (Benedenstrooms)	24-5-2019 t/m14-6- 2019	Diver (WRIJ)	Minuut	Waterstand
Stuw Pelgrim (Bovenstrooms)	26-4-2019 t/m14-6- 2019	Diver (WRIJ)	Minuut	Waterstand
Stuw Termeulen	1-1-2019 t/m17-9- 2019	Stuwformule	Uur	Afvoer
Stuw Termeulen (Bovenstrooms)	4, 6 en 12 juni 2019	ADCP	Handmatig	Stroomsnelheid, Diepte, Afvoer

### 4.4.3 Dataverwerking

De EMS-data is ter plekke afgelezen en genoteerd. Elke individuele meting van de stroomsnelheid is genoteerd als een gemiddelde over 20 seconden en de standaardafwijking. Metingen zijn drie keer herhaald en gemiddeld voor analyse.

De diverdata (UA) is aangeleverd in Excel formaat of in csv formaat (WRIJ). De diverdata van WRIJ is ook beschikbaar via <http://waterdata.wrij.nl>.

De ruwe ADCP-data bestaat uit binaire bestanden. Wij maken gebruik van het zgn. 't' bestand, een tekstbestand waarin de (dieptegemiddelde) snelheid, diepte, afgelegde pad en cumulatieve afvoer is opgenomen. De ADCP beschikt niet over een GPS of logt geen GPS-coördinaten.

De afvoergegevens over de stuw zijn gedownload van <http://waterdata.wrij.nl>. Deze zijn berekend op basis van de klepstanden en bovenstroomse waterstand van stuw Termeulen met de volgende stuwformule:

$$Q = 7.396h_1^{1.5}(1.3 - 0.36 \exp(-3.3h_1))$$

met afvoer  $Q$  [ $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ] en overstorthoogte  $h_1$  [ $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ], berekend uit het verschil tussen de bovenstroomse waterstand en de klephoogte. Deze data is enkel uurgemiddeld beschikbaar.

#### 4.4.4 Analyse van de metingen

##### *Beschrijving van systeemreactie op de proefgolven*

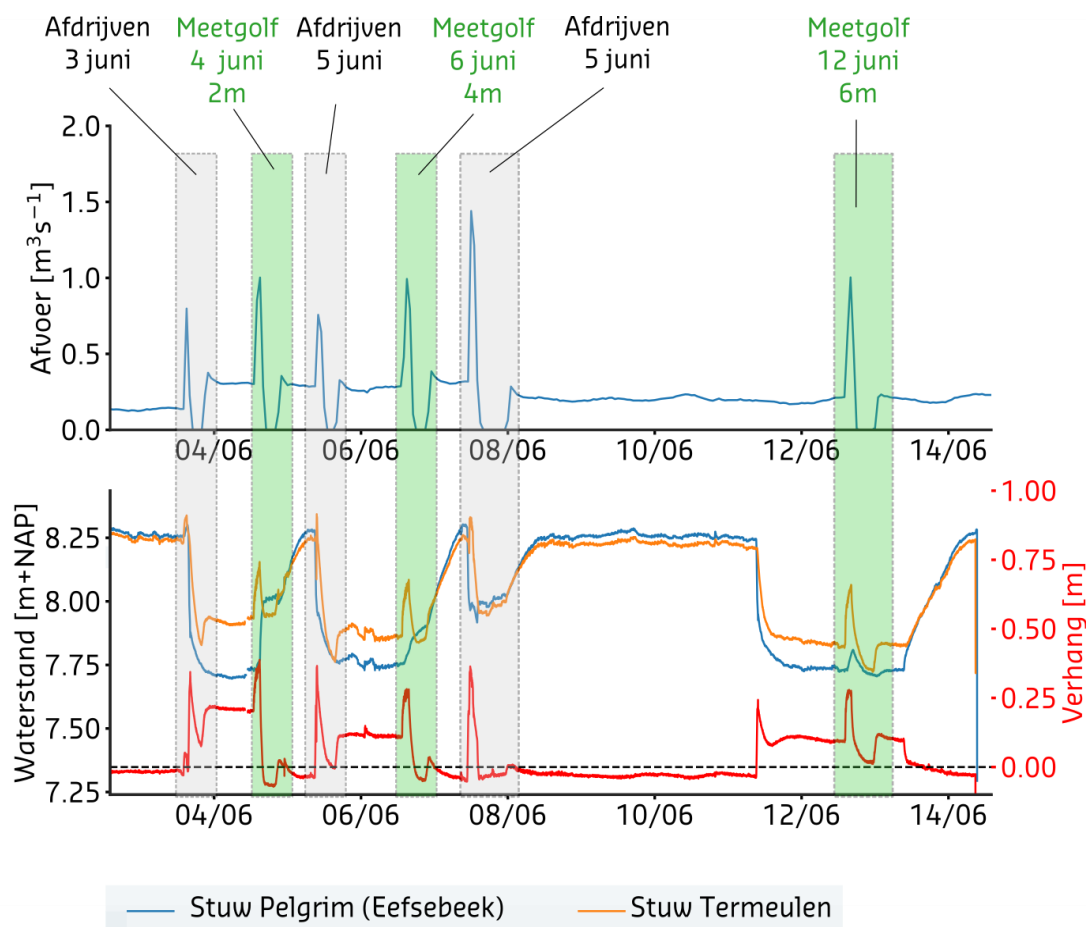
In figuur 4.4 is het verloop van waterstanden en afvoeren weergegeven van 3 tot en met 14 juni. In deze periode hebben een totaal van zes afvoergolven plaatsgevonden met een maximaal uurgemiddelde afvoer van 1 tot 1.5  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ .

De reactie, van het systeem op de interventie, in termen van de afvoer en waterstanden, verloopt in algemene zin als volgt:

- Een toename van de afvoer door verlaging van de klepstand leidt tot een verhoging van de waterstand en verhang (verschil van de waterstand bij stuw Pelgrim en stuw Termeulen) in het stuwpan;
- Direct na de afvoerpiek is er een periode van enkele uren van afvoerloosheid, waarna de afvoer weer op gang komt (basis afvoer van ca. 0.2  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ).

Het streefpeil varieert:

- Als de afvoergolf bedoeld is om maaisel af te laten drijven, wordt stuw Pelgrim gestreken, waardoor een waterstand van zo'n 7.75 m benedenstrooms wordt gerealiseerd. Dit leidt tot een sterk verhang van de waterspiegel, tot 25 cm.
- De meetgolf vindt plaats bij een laag peil (stuw Pelgrim is dan op de laagste stand gezet), zodat er tijdens de proef geen risico is op wateroverlast als gevolg van de afvoergolf. Na de meetgolf wordt stuw Pelgrim weer omhoog gezet, waardoor het waterpeil wordt verhoogd naar 8.25 m. Deze verhoging helpt om de afvoergolf benodigd voor het afdrijven maaisel te kunnen genereren. Het afvoeren van het maaisel gebeurt dus door de stuw Pelgrim te verlagen.



**Figuur 4.4.** *Overzicht van de afvoer (boven) en de waterstanden (onder) van 3 t/m 14 juni 2019.*

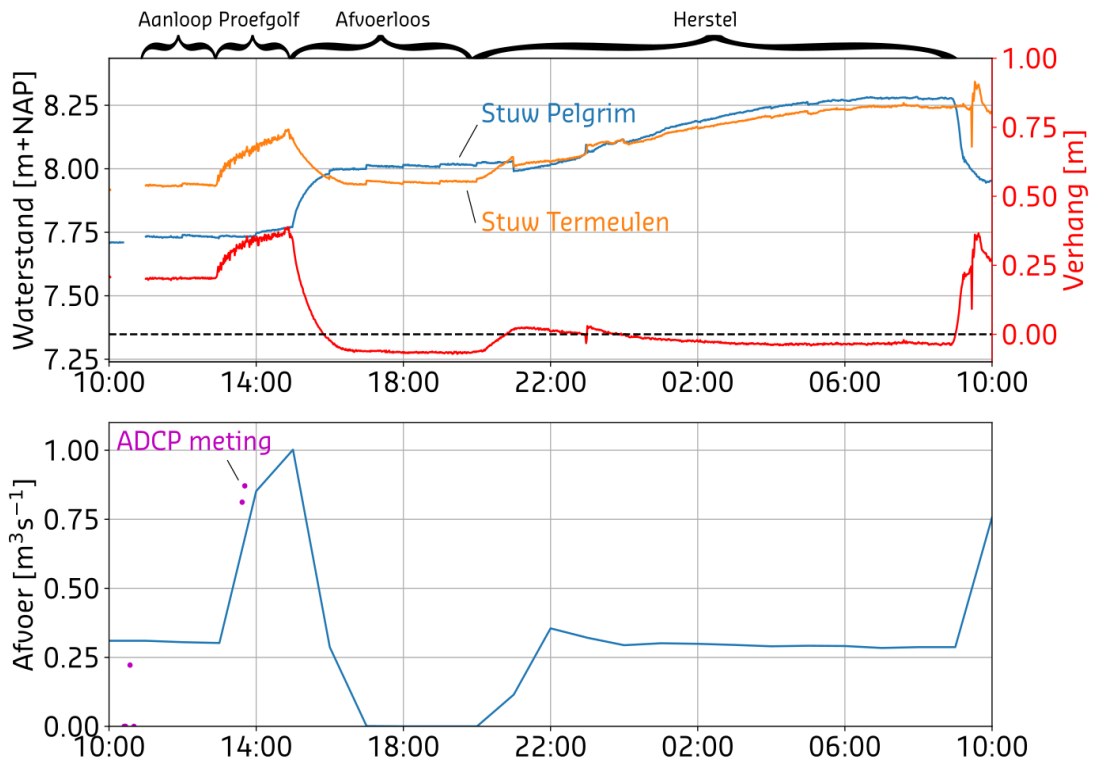
**Figure 4.4.** *Overview of the discharge (top) and the water levels (below) from the 3<sup>th</sup> to the 14<sup>th</sup> of June 2019.*

#### Detailanalyse meetgolven

Het verloop van de waterstanden en afvoer tijdens de drie meetgolven (4, 6 en 12 juni 2019) is in detail bekeken. De afvoergolven om het maaisel af te drijven zijn niet meegenomen in de analyse, omdat voor het genereren van deze golf de klepstand van stuw Pelgrim wordt verlaagd om de afvoergolf te genereren (in plaats van de klepstand van stuw Termeulen langzaam te verlagen).

De meetgolf van 4 juni 2019 (Figuur 4.5) vond plaats nadat er een stroombaan van 2 m is gemaaid over het hele stuwpand. Voor aanvang van de proefgolf was de afvoer ongeveer 0.3 m<sup>3</sup>/s bij een verhang (verschil in waterstand tussen Pelgrim en Termeulen) van 20 cm. De proefgolf begint om 13:00, wat direct leidt tot een stijging in de waterstand bij Termeulen. De waterstand bij Pelgrim stijgt langzaam een uur later. Er wordt een maximaal verhang bereikt van 39 cm. De proefgolf stopt rond 15:00. De afvoer zakt dan naar nul. De afvoer zakt dan tijdelijk naar nul omdat het systeem zich weer moet vullen doordat de stuwen weer naar een hoger peil worden teruggezet. Hierbij wordt de waterstand in het stuwpand weer opgestuwd door stuw Pelgrim. Het peil stabiliseert rondom 8 m+NAP. Het verhang in deze afvoerloze periode is -6 tot -7 cm. Het negatieve verhang zou moeten leiden tot een stroming in de tegengestelde richting, tegen verwachting in. De afvoer komt weer op gang

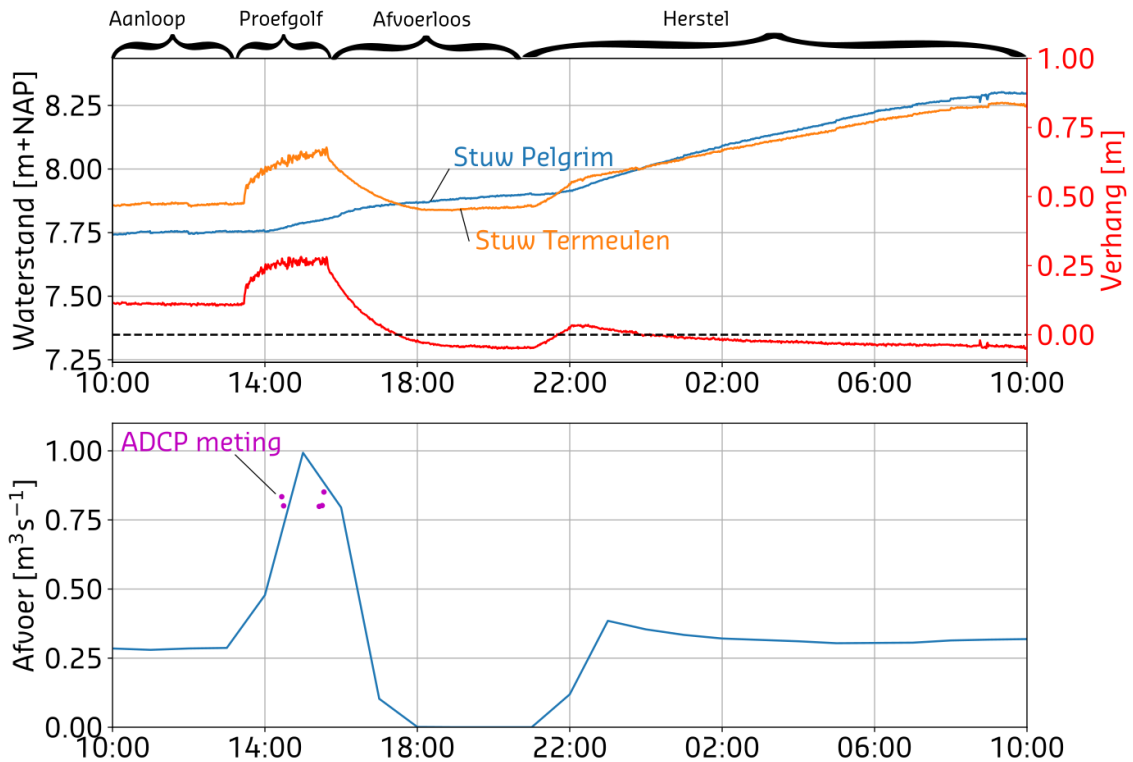
om 16:00, en heeft zich rond 03:00 hersteld tot 0.3 m<sup>3</sup>/s. Het verhang is minimaal, ten gevolge van het streefpeil van 8.25 m+NAP van stuw Pelgrim.



**Figuur 4.5.** Verloop van waterstanden (boven) en afvoer (onder) tijdens de meetgolf van 4 juni 2019, waarbij in de grijze balken de afvoergolven om het maaisel af te voeren, en in de groene balken de afvoergolven nadat het maaisel is afgevoerd van de 2m, 4m, en 6m brede stroombaan zijn weergegeven. De rode lijn in de waterstandsgrafiek geeft het verhang over het traject.

**Figure 4.5.** Patterns in water levels (top) and discharge (below) during the measuring wave of June 4th, 2019. In the gray bars the discharge waves to remove the grass clippings, and in the green bars the discharge waves after the grass clippings have been removed from the 2m, 4m, and 6m wide flow path. The red line in the water level graph indicates the gradient over the full experimental trajectory.

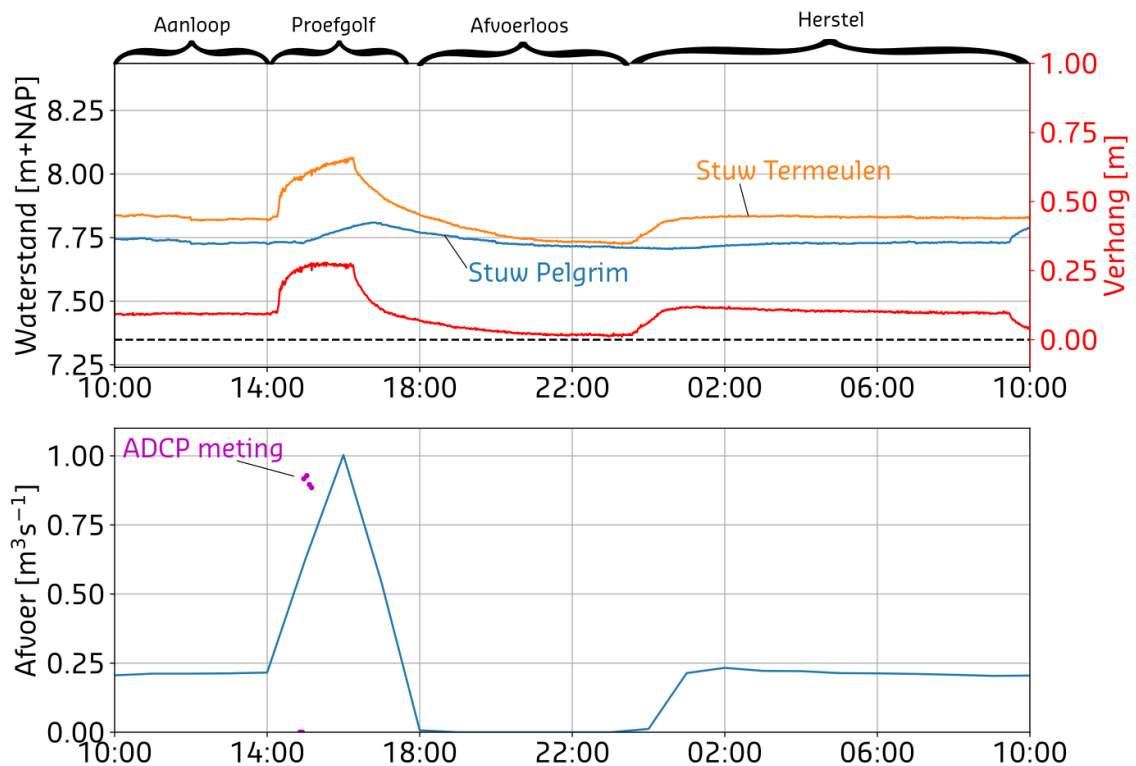
De waterstanden en afvoer verlopen op 6 juni 2019 (Figuur 4.6) grotendeels hetzelfde als op 4 juni 2019. In de aanloop is de afvoer ongeveer 0.28 m<sup>3</sup>/s bij een verhang van 11 cm. Tijdens de piek loopt de afvoer op tot 27 cm. Tijdens de afvoerloze periode zakt het verhang tot ongeveer 4 cm onder nul. Rond 22:00 komt de afvoer weer op gang en stijgt de waterstand geleidelijk naar het streefpeil van 8.25 m + NAP.



**Figuur 4.6.** Verloop van waterstanden (boven) en afvoer (onder) tijdens de meetgolf van 6 juni 2019.

**Figure 4.6.** Development of water levels (top) and discharge (below) during the measuring wave of the 6th of June 2019.

Op 12 juni 2019 (Figuur 4.7) is er naar aanloop van de golf een afvoer van ongeveer 0.19 m<sup>3</sup>/s bij een verhang van 9.5 cm gemeten. Kwart over twee stijgt het verhang snel naar 27 cm. Kwart over vier daalt het vervolgens geleidelijk naar bijna nul. In tegenstelling tot de andere twee meetgolven daalt het verhang niet tot onder nul en wordt er bij herstel van de afvoer niet direct gestuurd naar het streefpeil van 8.25. Dit gebeurt pas later, op de daaropvolgende dag.



**Figuur 4.7.** Verloop van waterstanden (boven) en afvoer (onder) tijdens de meetgolf van 12 juni 2019.

**Figure 4.7.** Development of water levels (top) and discharge (below) during the measuring wave of the 12th of June 2019.

De gemiddelde resultaten voor alle drie de proeven zijn weergegeven in Tabel 4.3 en Tabel 4.4.

**Tabel 4.3.** Gemiddelde waarden over een uur in aanloop naar de proefgolf.

**Table 4.3.** Average values over one hour leading up to the test wave.

	Afvoer	Verhang	Pelgrim	Termeulen
4 juni 2019	0.30 m <sup>3</sup> /s	0.21 m	7.73 m	7.94 m
6 juni 2019	0.28 m <sup>3</sup> /s	0.11 m	7.75 m	7.86 m
12 juni 2019	0.19 m <sup>3</sup> /s	0.09 m	7.73 m	7.82 m

**Tabel 4.4.** Gemiddelde waarden over een halfuur tijdens de piek tijdens de proefgolf. . De afvoer tijdens de piek is aangenomen.

**Table 4.4.** Average values over half an hour during the peak during the test wave. . The peak discharge is assumed.

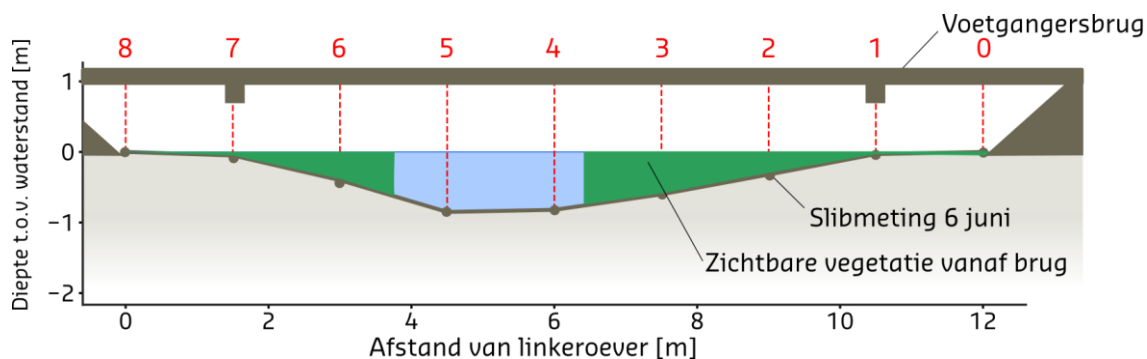
	Afvoer	Verhang	Pelgrim	Termeulen
4 juni 2019	1 m <sup>3</sup> /s	0.38 m	7.76 m	8.13 m
6 juni 2019	1 m <sup>3</sup> /s	0.26 m	7.79 m	8.06 m
12 juni 2019	1 m <sup>3</sup> /s	0.27 m	7.77 m	8.04 m





#### Profiel- en stroomsnelheidsmeting bij de voetgangersbrug

Op 3, 6 en 12 juni 2019 zijn stroomsnelheidsmetingen uitgevoerd ter hoogte van de voetgangersbrug. Op elke dag zijn gedurende een langere periode metingen gedaan in het midden van de stroombaan (6 m van de linkeroever). Daarnaast is op 6 juni 2019 een slibmeting en verticaal stroomprofielmeting uitgevoerd. Op 12 juni is tevens een horizontaal stroomprofiel ingemeten, waarbij op 9 locaties in het dwarsprofiel stroomsnelheidsmetingen met de EMS over de volledige diepte zijn opgenomen (Figuur 4.8).



**Figuur 4.8.** Dwarsprofiel van de Eefse Beek ter hoogte van de voetgangersbrug, kijkend richting stuw Pelgrim. De locatie van de vegetatie en de positie van de voetgangersbrug zijn op het oog geschat. De rode getallen geven de meetlocatie aan en komen overeen met de metalen balustrade, zichtbaar in Figuur 4.2.

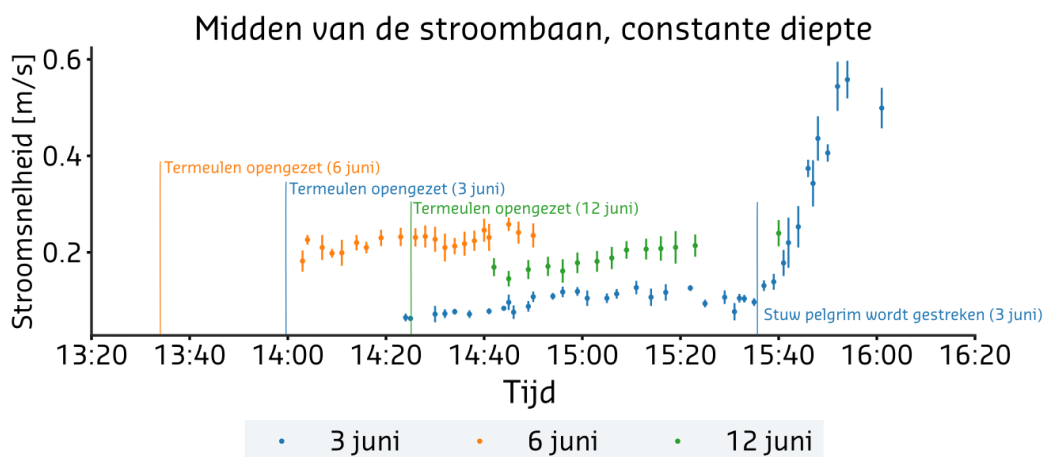
**Figure 4.8.** Cross section of the Eefse Beek at the pedestrian bridge, looking towards the weir Pelgrim. The location of the vegetation and the position of the pedestrian bridge have been estimated by eye. The red numbers indicate the measurement location and correspond to the metal balustrade, visible in Figure 4.2.

In Figuur 4.8 is het slibprofiel van 6 juni 2019 weergegeven en is op het oog een tekening gemaakt van de verdeling van de vegetatie. De meetlocaties, weergegeven met de rode lijnen, komen overeen met de metalen balustrade (Figuur 4.2). Ter hoogte van de voetgangersbrug was een stroombaan van ruim 2 m zichtbaar. Dit is minder breed dan de vooraf geplande breedte van 4 m voor 6 juni 2019. De stroombaan is licht verschoven ten opzichte van het midden. Ook op 12 juni is de stroombaan ter hoogte van de voetgangersbrug op het oog niet de beoogde 6 m breed, maar vergelijkbaar met de situatie in de bezoeken daarvoor. Mogelijk komt dit doordat de maaiboot niet in het ondiepe deel van de beek vast wil komen te zitten (n.b.; onder de voetgangersbrug zitten geen pijlers, dus daardoor wordt de maaiboot niet belemmerd).

Figuur 4.9 toont de resultaten van stroomsnelheidsmetingen ter hoogte van locatie 4. Er is gemeten tijdens twee meetgolven (6 en 12 juni 2019) en een afdrijfgolf (3 juni 2019).

De meting van de afdrijfgolf van 3 juni 2019 was bedoeld om te zien hoe snel het systeem reageert op veranderingen in de stuwen, m.n. hoe snel de stroomsnelheid toeneemt na toename van de bovenstroomse afvoer en de toename van de stroomsnelheid ten gevolge van het strijken van de benedenstroomse stuw. Deze meting is niet direct te vergelijken met de andere twee golven: er is gemeten op een andere diepte, stuw Pelgrim was niet gestreken, en de afvoer was lager. De afdrijfgolf is gestart om 14:00 uur. De stroomsnelheid bij de voetgangersbrug (locatie 4, 90 cm van de bodem) is schommelt tussen de 0.7 en 0.9 m/s. Vanaf ongeveer 14:50 uur neemt de stroomsnelheid toe tot 1.0 tot 1.2 m/s.

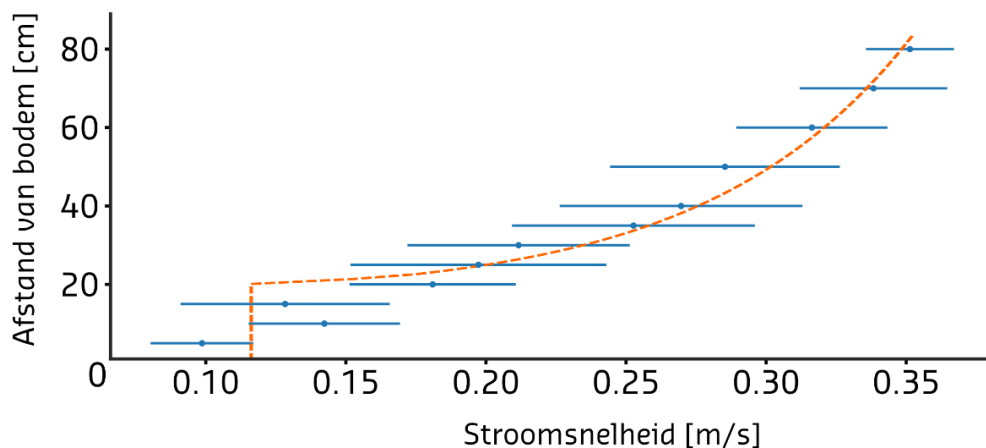
De metingen van 6 en 12 juni 2019 zijn onderling vergelijkbaar, omdat er sprake is van een vergelijkbare afvoer en benedenstroomse waterstand (Figuur 4.4), en omdat op dezelfde diepte is gemeten. Bij beide is een geleidelijke lichte stijging in de stroomsnelheid te zien over tijd. De stroomsnelheid op 12 juni 2019 ligt gemiddeld lager dan op 6 juni 2019.



**Figuur 4.9.** *Stroomsnelheidsmetingen ter hoogte van de voetgangersbrug, in het midden van de beek (locatie 4, 6 m uit de linkeroever), op een diepte van ong. 55 cm van de bodem (6 en 12 juni) en 90 cm van de bodem (3 juni).*

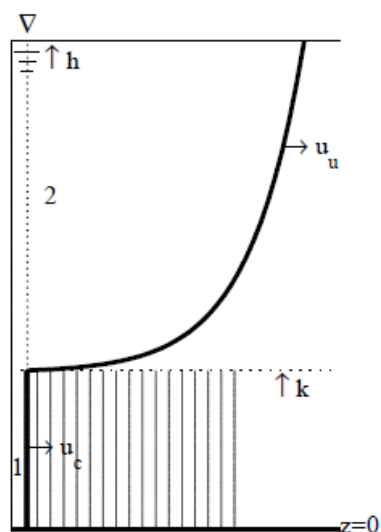
**Figure 4.9.** *Flow velocity measurements at the pedestrian bridge, in the middle of the stream (location 4, 6 m from the left bank), at a depth of approx. 55 cm (6<sup>th</sup> and 12<sup>th</sup> of June) and 90 cm above the bottom (June 3<sup>th</sup>).*

Op 6 juni 2019 is een verticaal snelheidsprofiel opgemeten (Figuur 4.10). Het verticaal snelheidsprofiel bevat informatie over de weerstand tegen stroming. In onbegroeide beken is stroming veelal subkritisch en turbulent. Het stromingsprofiel volgt onder deze omstandigheden een logaritmisch profiel, waarvan de vorm wordt bepaald door de ruwheid aan de bodem. Hoe ruwer de bodem, hoe groter het verschil tussen de stroomsnelheid beneden en boven in het profiel. Het ingemeten stroomprofiel (Figuur 4.10) vertoont echter geen typisch logaritmisch profiel, maar eerder een profiel dat consistent is met overstroomde vegetatie (Figuur 4.11). In Figuur 4.10 is dit theoretische profiel geaccentueerd met de oranje gestreepte lijn. Deze metingen suggereren de aanwezigheid van bodembegroeiing in de stroombaan.



**Figuur 4.10.** *Verticaal stroomprofiel opgemeten op 6 juni tussen 14:53 en 15:24 uur, bij een waterdiepte van circa 85 cm, in het midden van de beek (locatie 4). De gestreepte oranje lijn geeft een theoretisch snelheidsprofiel weer (zie tekst).*

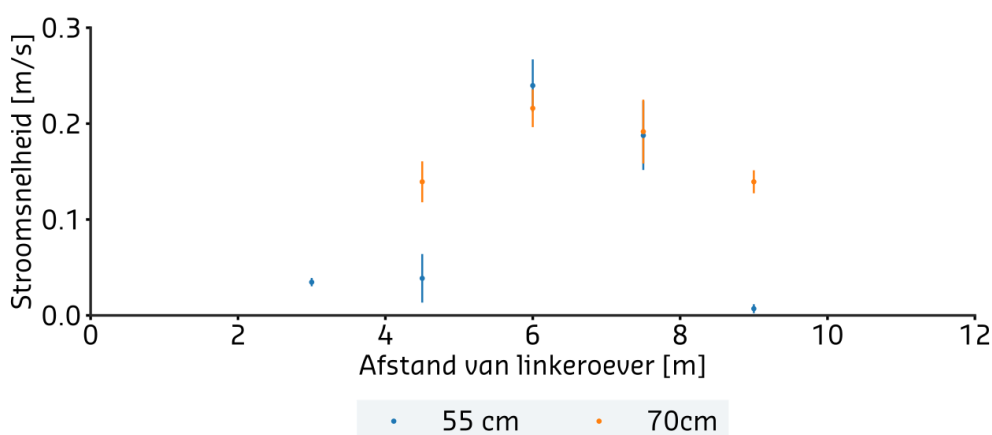
**Figure 4.10.** *Vertical flow profile measured on June the 6<sup>th</sup> between 14:53 and 15:24 hr, at a water depth of approximately 85 cm, in the middle of the stream (location 4). The dashed orange line represents a theoretical flow velocity profile (see text).*



**Figuur 4.11.** Theoretisch 'tweelagenmodel' voor stroomsnelheid, met een constante snelheid in de vegetatie ( $u_c$ ) en logaritmisch profiel boven de vegetatie ( $u_u$ ). Figuur overgenomen uit de PhD-thesis van Martin Baptist (Baptist 2005).

**Figure 4.11.** Theoretical "two-layer model" for flow velocity, with a constant velocity in the vegetation ( $u_c$ ) and a logarithmic profile above the vegetation ( $u_u$ ). Figure taken from Martin Baptist's PhD thesis (Baptist 2005).

Het horizontaal snelheidsprofiel (Figuur 4.12) laat zien dat de afvoer op 12 juni 2019 voornamelijk plaatsvond in het midden van de beek. Hoewel er op 12 juni 2019 gepland was op een stroombaan van 6 m, laten deze metingen zien dat de effectieve stroombaan ter hoogte van de voetgangersbrug waarschijnlijk smaller is gebleven. Het verschil tussen stroomsnelheden op 55 cm en 70 cm van de bodem is groot op 4.5 m en 9 m uit de oever. Er is hier gemeten in de vegetatie. De effectieve stroombaan bij lagere waterstanden ter hoogte van de stroombaan is dus waarschijnlijk kleiner dan 4.5 m.



**Figuur 4.12.** Horizontaal stroomsnelheidsprofiel op twee verschillende afstanden van de bodem. Metingen genomen op 12 juni 2019 van 15:36 tot en met 16:01 uur.

**Figure 4.12.** Horizontal low velocity profile at two different distances from the bottom. Measurements taken on June the 12<sup>th</sup> 2019 from 3:36 PM to 4:01 PM.

#### 4.4.5 Modelanalyse

##### Invoergegevens en modelparameters

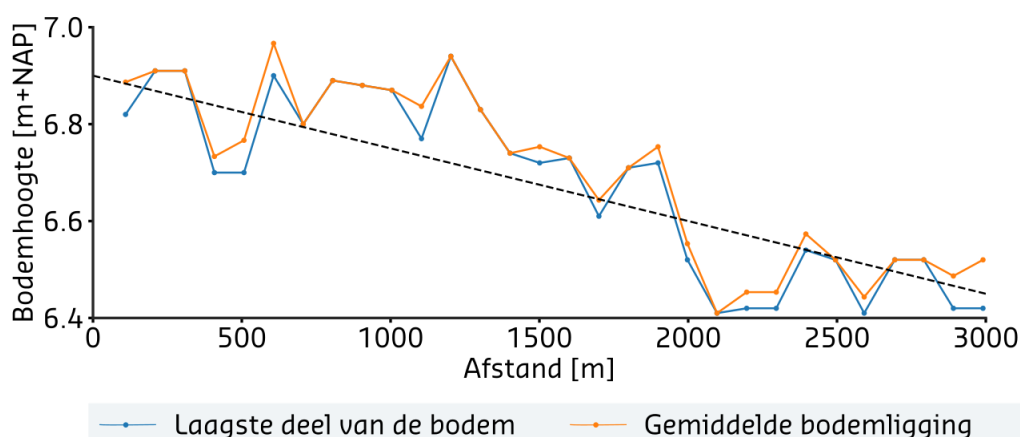
Door het waterschap zijn dwarsprofielmetingen aangeleverd van de diepteligging van de Eefse beek. Deze metingen zijn uitgevoerd op 24 maart 2019 en bestaan uit 683 puntmetingen verdeeld over het stuwpand Termeulen tot en met Pelgrim (Figuur 4.13).



**Figuur 4.13.** *Overzicht van de profielmetingen in het stuwpand Termeulen-Pelgrim van de Eefse beek.*

**Figure 4.13.** *Overview of the profile measurements in the stream stretch between the weirs Termeulen and Pilgrim of the stream Eefse beek.*

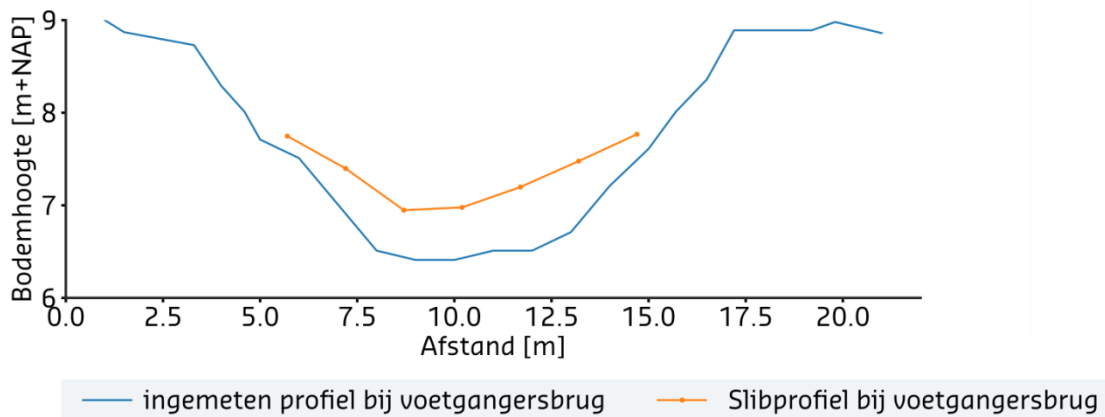
Om tot een gemiddelde gebiedsbeschrijving te komen wordt het gemiddelde bodemverhang en een gemiddeld profiel bepaald uit de dwarsprofielmetingen en de door Deltares uitgevoerde slibmeting. In Figuur 4.14 is het bodemverloop te zien van de Eefse Beek zoals ingemeten op 24 maart 2019. Op basis van deze gegevens wordt een bodemverhang aangenomen van 45 cm over 3 km (15 cm/km), met een benedenstroomse bodemligging van 6.45 m+NAP, en bovenstroomse bodemligging van 6.9 m+NAP en een pandlengte van 3 km.



**Figuur 4.14.** *Het verloop van de bodemligging in het stuwpand a.d.h.v. het laagste deel van de bodem, de gemiddelde bodemligging over de laagste drie punten, en een gemiddeld verhang (zwart, gestreepte lijn).*

**Figure 4.14.** *The course of the stream bottom in the stretch between two weirs based on the lowest part of the bottom, the average bottom position over the lowest three points, and an average slope (black, dotted line).*

Ten tijde van de slibmeting (6 juni 2019, vanaf 15:00 uur) was de waterstand bij stuw Termeulen ongeveer 8.06 m+NAP en bij stuw Pelgrim 7.76 m+NAP. De waterstand bij de voetgangersbrug (2.6 km benedenstrooms van Termeulen) wordt door lineaire interpolatie geschat op 7.8 m+NAP. Op basis hiervan zijn de slibmetingen, die zijn uitgevoerd relatief aan de waterspiegel, gecorrigeerd naar meters t.o.v. NAP en vergeleken met het ingemeten dwarsprofiel (Figuur 4.15). De resultaten suggereren dat er een sliblaag aanwezig is met een maximale dikte van ongeveer 45 cm in het midden van de beek.



**Figuur 4.15.** Vergelijking tussen het slibprofiel (6 juni 2019) en het gemeten profiel (24 maart 2019).

**Figure 4.15.** Comparison of the silt (June the 6<sup>th</sup>, 2019) and the measured profile (March the 24<sup>th</sup>, 2019).

Op basis van deze metingen worden de volgende twee gemiddelde trapeziumvormige profielen afgeleid (Tabel 4.5). Omdat er maar op één locatie een slibmeting is uitgevoerd, hebben we niet genoeg informatie om aan te nemen dat de aanslibbing het bodemverhang verandert. Daarom is het bodemverhang gelijk gehouden. Het gevolg van aanslibbing voor het gemiddeld profiel is derhalve aangenomen op een verhoging van de laagste bodemligging met 40 cm en een verflauwing van het talud.

**Tabel 4.5.** Gemiddelde profielen voor de Eefse beek, stuwpannd Termeulen-Pelgrim, op basis van dwarsprofiel- en slibmetingen.

**Table 4.5.** Average profiles of the stream Eefse beek and the stretch between two weirs Termeulen and Pelgrim, based on transverse profile and silt measurements.

Parameter	Profiel	
	Zonder slib	Met slib
Taludhoek	1:2.1	1:3.1
Bodembreedte	4.5 m	3 m
Verhang	15 cm/km	15 cm/km
Diepste punt bovenstrooms	6.9 m + NAP	7.3 m+NAP
Diepste punt benedenstrooms	6.45 m + NAP	6.85 m+NAP

#### Terugrekenen van ruwheid

Ruwheid is een afgeleide grootheid, die enkel gemeten kan worden door het terug te rekenen op basis van aannames t.a.v. de stroming. Een veel gebruikte methode om ruwheid af te leiden is de zgn. wet van Manning (of Chézy). Deze veronderstelt uniforme (geen verhanglijneffecten) en stationaire (constante afvoer) stroming. De aanname van uniformiteit is in stuwpannen en korte beken vaak niet toepasbaar, omdat de waterstand sterk wordt beïnvloed door de benedenstroomse stuw. Het is dan beter om te werken met

een niet-uniform stromingsmodel zoals de Bélanger- of de St. Venant vergelijkingen. Hier gebruiken wij het SOBEK (versie 3.7.13) stromingsmodel om de ruwheid terug te rekenen. De ruwheid wordt berekend tijdens de aanloop en de piek van de drie meetgolven. Hierbij wordt opgemerkt dat de aanname van stationariteit tijdens de piek mogelijk geschonden wordt, omdat het systeem zich bij het einde van de proef (na 2 uur) nog niet volledig heeft aangepast. Dit is vooral zichtbaar in Figuur 4.5, waar het verhang nog niet is gestabiliseerd, en waarschijnlijk iets hoger was uitgekomen indien de proef een uur langer was volgehouden. De verhangen bij de andere twee proeven (Figuur 4.6, Figuur 4.7) lijken wel gestabiliseerd na 2 uur.

De teruggerekende Manning  $n$  waarden [ $s/m^{1/3}$ ] staan weergegeven in Tabel 4.6. Zowel het slibprofiel en het aangeleverde gemeten profiel zijn doorgerekend. De onderlinge verschillen tussen de meetgolven op de verschillende dagen zijn vergelijkbaar, maar de ruwheidswaarden voor het slibprofiel liggen aanzienlijk lager. Omdat de waarden, die met het slibprofiel zijn verkregen, meer stroken met de verwachtingen op basis van literatuur, nemen wij deze waarden en het slibprofiel als leidend in de vervolganalyse.

**Tabel 4.6.** Berekende Manning- $n$  waarden [ $sm^{-1/3}$ ].

**Table 4.6.** Calculated Manning- $n$  values [ $sm^{-1/3}$ ].

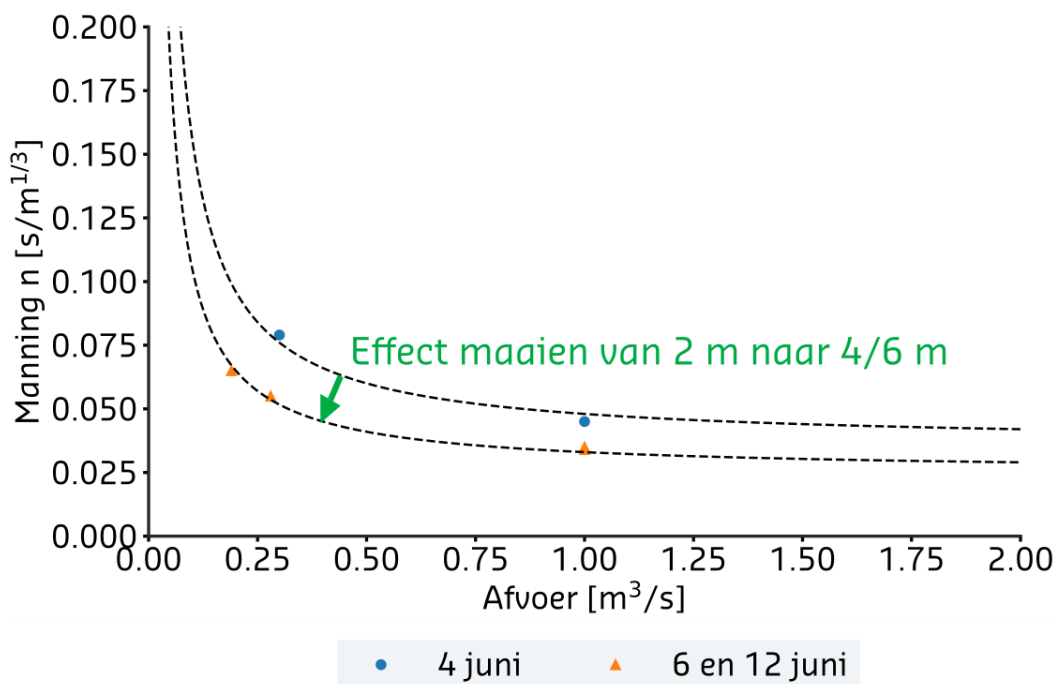
Datum	Gemeten profiel		Slibprofiel	
	Aanloop	Piek	Aanloop	Piek
4 juni 2019	0.175	0.087	0.079	0.045
6 juni 2019	0.128	0.071	0.055	0.035
12 juni 2019	0.16	0.069	0.065	0.034

Voor de gevonden waarden tijdens de piek van de afvoergolf, zien we dat de ruwheid afneemt tussen 4 en 6 juni 2019. Dit valt samen met de tweede maaiactie, waarbij de stroombaan is vergroot van 2 m naar 4 m. Een verder verlaging bij verbreding naar 6 m blijft uit. Dit komt overeen met verwachtingen op basis van de waterstanden.

In de aanloop naar de piek, zien we dat de ruwheid op 12 juni 2019 hoger is dan op 6 juni 2019. De reden hiervoor is de lagere afvoer in de aanloop naar de meetgolf van 12 juni 2019. In eerdere studies, uitgevoerd in het Lumbricus project (<https://www.programmalumbricus.nl>), is aangetoond dat de relatie tussen afvoer en ruwheid (Manning  $n$ ) proportioneel is aan de inverse afvoer, d.w.z. het kan worden benaderd met de volgende functie:

$$R(Q) = \frac{a}{Q} + b$$

Met ruwheid  $R$  (Manning  $n$ ), afvoer  $Q$  en parameters  $a$ ,  $b$ . Uit deze formule volgt, dat de ruwheid sterk toeneemt bij een kleiner wordende afvoer. Ter illustratie zijn de berekende ruwheden uitgezet tegen de afvoer in Figuur 4.16. Het effect van maaien op de ruwheid kan dan worden geïnterpreteerd als een verschuiving in de  $R(Q)$  grafiek.



**Figuur 4.16.** De berekende ruwheden weergegeven t.o.v. de afvoer. Ter illustratie zijn  $R(Q)$  lijnen weergegeven. Het effect van maaien kan worden gezien als een verschuiving van de afvoer/ruwheid relatie.

**Figure 4.16.** The relation of the calculated roughness's and the discharge.  $R(Q)$  lines are shown as illustration. The effect of mowing shows a shift in the runoff / roughness relationship.

#### Vergelijking met het "Spreadsheet maaibeheer"

De 'spreadsheet maaibeheer', ook bekend als het 'Pitlo-Griffioenmodel'<sup>1</sup> is een rekenhulp waarmee het effect van de breedte van een gemaaide stroombaan op de opstuwings berekend kan worden, ontwikkeld door Chris Griffioen en uitgebracht door STOWA. Het doel van deze rekenmethode is om relatief eenvoudig het effect van stroombaanmaaien en de optimale stroombaan te bepalen. Het onderliggende stromingsmodel is gebaseerd op de Manning vergelijking. In deze paragraaf vergelijken we voorspellingen van de spreadsheet<sup>2</sup> met de metingen.

De spreadsheet heeft als invoer de dimensies van de watergang, de begroeiing en het geplande onderhoud. We gebruiken zowel het *slibprofiel* als het *gemeten profiel* voor de dimensies van de watergang. Voor de begroeiing rekenen we met 100% begroeiing met *gele plomp* t.o.v. van de waterdiepte. Voor de stroombaanbreedte houden we 2, 4 of 6 meter aan.

De resultaten (Tabel 4.7) laten zien dat het verschil tussen de berekende en gemeten waterpeilen tussen 36 cm en 2 cm is. Het verschil is afhankelijk van de breedte van de stroombaan en de afvoer. Bij lagere afvoer wordt het verhang onderschat. Een verklaring hiervoor is dat een afvoerafhankelijkheid (Figuur 4.16) ontbreekt, waardoor de berekende ruwheid te laag is bij kleine afvoeren.

<sup>1</sup> <https://www.stowa.nl/publicaties/peilverloop-begroeiide-watergangen-rekenen-met-het-model-volgens-pitlo-en-griffioen>

<sup>2</sup> versie "STOWA 2017-43 Spreadsheet maaibeheer.xlsx".





**Tabel 4.7.** *Vergelijking tussen gemeten en berekende waterstanden volgens het Spreadsheet Maaibeheer.*

**Table 4.7.** *Comparison between measured and calculated water levels according to the Spreadsheet Mowing Management.*

Datum	Afvoer (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	Gemeten waterpeil (m+NAP)		Berekend waterpeil (m+NAP)	
		Beneden	Boven	Slibprofiel	Meetprofiel
4 juni 2019	0.30	7.73	7.94	8.06	7.83
6 juni 2019	0.28	7.75	7.86	7.77	7.76
12 juni 2019	0.19	7.73	7.82	7.73	7.73
4 juni 2019	1.00	7.76	8.13	8.49	8.29
6 juni 2019	1.00	7.79	8.06	8.04	7.92
12 juni 2019	1.00	7.77	8.04	7.84	7.80

Het effect van maaibeheer is in het spreadsheet groter dan uit metingen blijkt; het waterpeil bij 2 m stroombaan (4 juni 2019) wordt overschat, terwijl het waterpeil bij een 4 en 6 m stroombaan (6, 12 juni 2019) wordt onderschat. Een mogelijke verklaring voor het overschatten van het effect van maaien kan worden gevonden in discrepanties tussen het geplande onderhoud en het uitgevoerde onderhoud. In de metingen werd geen effect gevonden van de laatste maaiactie (van 4 m naar 6 m) terwijl er wel enige vegetatie is verwijderd. Als de daadwerkelijk uitgevoerde vergrotingen van de stroombaan niet zo waren als vooraf gepland, kan dit de metingen en het verschil (deels) verklaren.

#### 4.4.6 Discussie

##### *De bandbreedte van vegetatie- en slibmanagement*

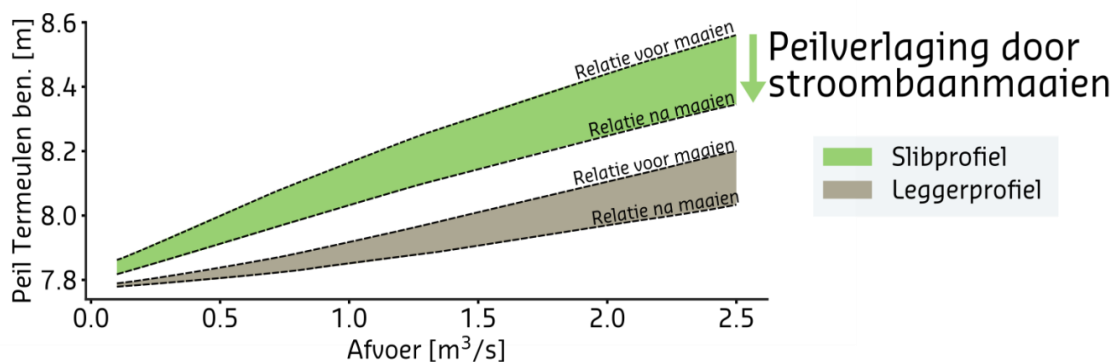
In de hydraulische analyse is het effect van het maaien van vegetatie op de peilen berekend. Dit effect kan worden begrepen als een verschuiving van de afvoer-ruwheidscurve (Figuur 4.16). Naast vegetatie is ook de dikte van de sliblaag erg belangrijk (Figuur 4.15). In deze paragraaf gaan we in op de vraag welk bereik de beheerder heeft om de peilen te sturen d.w.z. aan welke knoppen gedraaid kan worden.

Het maaien van vegetatie verkleint het verhang door het verlagen van de stromingsweerstand in de watergang. Uit analyse van de veldproef bleek dat dit beperkt effectief is: van een twee meter brede stroombaan naar een vier meter brede stroombaan heeft effect, maar een verdere verbreding naar 6 meter heeft geen aanvullend effect. De reden hiervoor kan pragmatisch zijn: het maaien van een brede stroombaan kan bijvoorbeeld in de praktijk niet mogelijk zijn door ondiepte (zoals in deze studie het geval was). Mogelijk is het vanuit de maaiboot ook niet goed te zien welke strook al gemaaid is en welke nog niet. Daardoor kunnen er aan de effectiviteit van maaien op peilverlaging praktische grenzen zitten, waardoor het realiseerbare effect lager is dan de theoretisch maximale effect.

Ter illustratie zijn de gevonden relaties uit Figuur 4.16 toegepast in een eenvoudig niet-uniform stationair hydraulisch model ('het Dottermodel') om de afvoer-waterstandsgrafiek (Q-H-grafiek) modelmatig te bepalen. De geometrie van de beek wordt gegeven door het 'leggerprofiel' en het 'slibprofiel' en de benedenstroomse randvoorwaarde is constant gehouden op 7.77 m+NAP. De waterstand in het stuwpand wordt in hoge mate bepaald door de klepstand van stuw Pelgrim.

De aanname van een constante benedenstroomse waterstand komt daarom overeen met een constant stuwpeil. In werkelijkheid kan de benedenstroomse waterstand bij hoge afvoeren verder stijgen indien stuw Pelgrim volledig gestreken is. Hiermee is geen rekening gehouden in deze voorbeeld berekening.

Figuur 4.17 toont de modelmatige Q-H-grafiek bij stuw Termeulen, gebaseerd op de ruwheids-afvoerrelatie van Figuur 16. Het effect van stroombaanmaaien op de peilverlaging is zichtbaar door het effect op de Q-H-grafiek: bij eenzelfde afvoer treedt een lagere waterstand op. Dezelfde situatie is doorgerekend met het leggerprofiel d.w.z. het profiel dat na baggeren van het slib zou kunnen worden bereikt. Het groene vlak geeft voor de beek met slibbodem weer binnen welk bereik het vegetatiebeheer het waterpeil beïnvloedt.



**Figuur 4.17.** Het effect van maaien op de verwachte Q-H-relatie in de Eefse beek benedenstrooms van stuw Termeulen bij een constante benedenstroomse waterstand van 7.77 m+NAP.

**Figure 4.17.** The effect of mowing on the expected Q-H relationship in the stream Eefse beek downstream of the weir Termeulen at a constant downstream water level of 7.77 m NAP.

Indien de beheerder lagere waterstanden wil bereiken dan door maaien mogelijk is, kan baggeren uitkomst bieden. Als bijvoorbeeld een waterstand van 8 m+NAP bij een afvoer van 2.5 m<sup>3</sup>/s wenselijk is, kan dat niet door middel van maaien. In dit geval zal of de benedenstroomse stuw moeten worden gestreken of moet er baggerwerk plaatsvinden. Dit soort analyses kan inzicht bieden in de opties die de beheerder heeft en toont de praktische meerwaarde van de uitgevoerde analyses beschreven in deze rapportage.

## 4.5 Waterkwaliteitsanalyse

### 4.5.1 Beschrijving van de vegetatie in het proeftraject

Bij de eerste maaibeurt is er 1640 kg biomassa uit het water gehaald (97 kg drooggewicht, gebaseerd op berekeningen van vegetatiemonsters die zijn genomen na het maaien, Tabel 4.8). Dit betekent dat er in een stroombaan van 2 m 265 g versgewicht of 16 g drooggewicht per m<sup>2</sup> is verwijderd. De hoeveelheid verwijderde biomassa fluctueerde per maaibeurt. Wanneer wordt omgerekend naar de hoeveelheid verwijderd materiaal per m<sup>2</sup> van de aanvullend gemaaide stroombaan dan is te zien dat er in de 2<sup>e</sup> maaibeurt meer biomassa is verwijderd dan in de 1<sup>e</sup> en 3<sup>e</sup> maaibeurt. Gemiddeld is er 327 g/m<sup>2</sup> natgewicht verwijderd, aangenomen dat alle maaistroken daadwerkelijk 2 m breed zijn geweest. Veldwaarnemingen bij de voetgangersbrug laten zien dat hier in de praktijk wel enige schommeling in kan zitten. Bij de voetgangersbrug leek de 6 m brede baan niet de volledige 6 m te beslaan, maar deze onnauwkeurigheid is in deze proef verder niet gekwantificeerd.

**Tabel 4.8.** Verwijderde biomassa per maaibeurt.

**Table 4.8.** Biomass removed per mowing session.

Datum	Totaal natgewicht (kg)	Gemaaid gebied per maaibeurt (m <sup>2</sup> )	Natgewicht (g / m <sup>2</sup> )	Drooggewicht (g / m <sup>2</sup> )
4-juni 2019	1640	6200	265	16
6-juni 2019	2600	6200	419	26
8-juni 2019	1840	6200	297	18

In het bestudeerde traject in de Eefse beek waren schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), stomphoekig sterrenkroos (*Callitriche obtusangula*) en gele plomp (*Nuphar nutea*) de dominante soorten, verder zijn ook kleine egelskop (*Sparganium emersum*), pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*), smalle waterpest (*Elodea nuttallii*), watergentiaan (*Nymphoides peltata*), stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*) en gedoornd hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) waargenomen (Tabel 4.9).

De meeste vegetatie was submers, met uitzondering van drijfbladeren van de gele plomp (*Nuphar nutea*) en watergentiaan (*Nymphoides peltata*) en de af en toe emergente kleine egelskop (*Sparganium emersum*) en pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*). Bij de kartering waren er relatief veel observaties van soorten met complexe groeivorm zoals schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), stomphoekig sterrenkroos (*Callitriche obtusangula*) en smalle waterpest (*Elodea nuttallii*), maar bij het nemen van vegetatiemonsters na het maaien was dit maar 34% van de droge biomassa (Tabel 4.8). Dit betekent dat bij het karteren de submerse biomassa van soorten als kleine egelskop (*Sparganium emersum*) en pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*) waarschijnlijk onderschat is. De vegetatie uit de monsters had een gemiddeld stikstofgehalte van  $3.48 \pm 0.07$  (n=5) en een gemiddeld koolstofgehalte van  $36.80 \pm 0.96$  (n=5) procent van het drooggewicht (Tabel 4.10).

**Tabel 4.9.** Abundantie van de verschillende soorten macrofyten in de Eefse beek. Op een traject van 3 km is voor elke 10 m genoteerd welke macrofyten er voorkomen en in welke abundantie. Voor elke soort is weergegeven in hoeveel plots van 10 m de soort co-dominant, abundant, frequent of zeldzaam was.

**Table 4.9.** Abundance of the different types of macrophytes in the stream Eefse beek. Over a distance of 3 km, every 10 m the occurrence and abundance of the macrophytes was noted. For each species it is shown in how many plots of 10 m sections the species was co-dominant, abundant, frequent or rare.

<b>Frequentie van voorkomen soorten in plots van 10 m per bedekkingsklasse</b>									
<b>Bedekking</b>	<b>Schedefonteinkruid</b>	<b>Stomphoekig sterrenkroos</b>	<b>Kleine egelskop</b>	<b>Pijlkruid</b>	<b>Smalle waterpest</b>	<b>Gele plomp</b>	<b>Watergentiaan</b>	<b>Stijve waterranonkel</b>	<b>Gedoornd hoornblad</b>
Co-dominant (76-100%)	17	96	0	16	26	5	0	0	0
Abundant (26-75%)	74	108	4	7	29	123	15	0	0
Frequent (5-25%)	41	29	37	26	11	37	0	2	0
Zeldzaam (<5%)	0	0	4	0	2	1	1	34	3

**Tabel 4.10.** Vegetatiemonsters genomen na het maaien, soortensamenstelling (wp = smalle waterpest, st = stomphoekig sterrenkroos, sf = schedefonteinkruid, wg = watergentiaan, gp = gele plomp, eg = kleine egelskop, pk = pijlkruid, wr = stijve waterranonkel), groeivorm, gewicht en stikstof en koolstofgehalte.

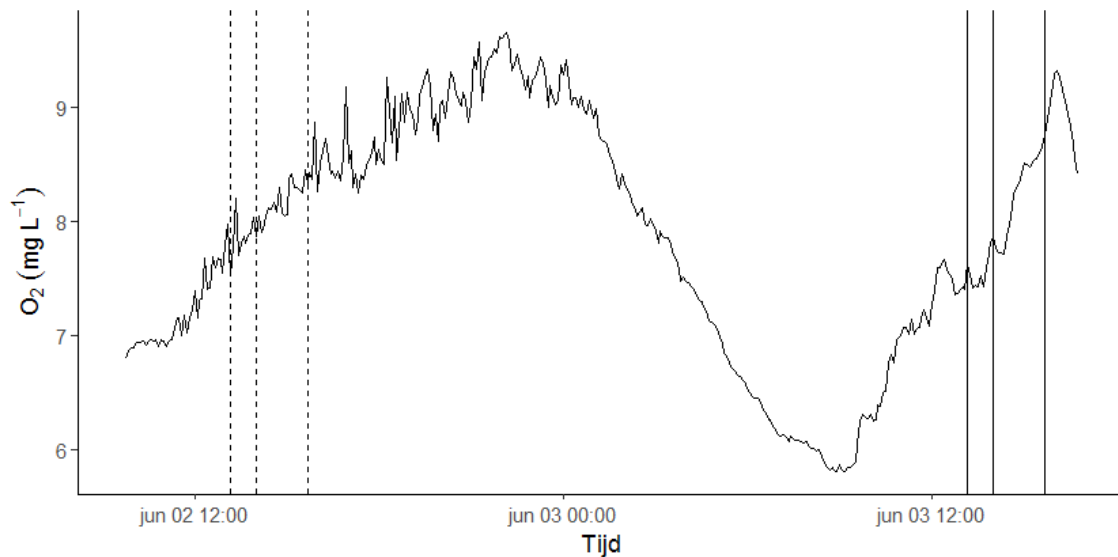
**Table 4.10.** Vegetation samples taken after mowing, species composition (wp = Nuttall's waterweed, st = blunt-fruited waterstarwort, sf = fennel pondweed, wg = fringed waterlily, gp = yellow waterlily, eg = branched bur-reed, pk = broadleaf arrowhead, wr = fan-leaved watercrowfoot), growth form, weight and nitrogen and carbon content.

Monster	Soorten	Groeivorm	Versgewicht	Drooggewicht	Vers/droog	%N	%C	C/N
1	wp, st, sf	submers	15.74	1.05	14.99	3.58	37.84	10.57
	wg, gp	drijvend	99.16	7.54	13.15			
	eg, pk	submers	233.66	11.07	21.10			
2	wp, st, sf, wr	submers	91.64	7.22	12.69	3.48	37.61	10.81
	riet, eg, gp, pk	emergent, drijvend	126.24	10.28	12.28			
	eg, pk	submers	582.08	29.60	19.66			
3	wp, st, sf, wr	submers	32.49	2.61	12.45	3.44	37.23	10.83
	gp	drijvend	145.19	9.74	14.91			
	pk	submers, drijvend	719.54	36.04	19.97			
4	gp, pk	drijvend	14.34	0.75	19.12	3.46	36.64	10.58
	wp, st, sf, wr	submers	443.09	27.59	16.06			
	eg, pk	submers	404.30	20.45	19.77			
5	st, sf, wp	submers	124.37	7.68	16.19	3.51	36.23	10.31
	eg	submers	81.75	4.20	19.46			
	gp, wg	drijvend	487.70	25.25	19.31			
6	wp, st, sf, wr	submers	572.78	37.55	15.25	3.39	35.26	10.41
	gp	submers	133.36	6.34	21.03			
	eg	submers	20.48	1.22	16.79			

#### 4.5.2 Waterkwaliteitsveranderingen voor en na maaien

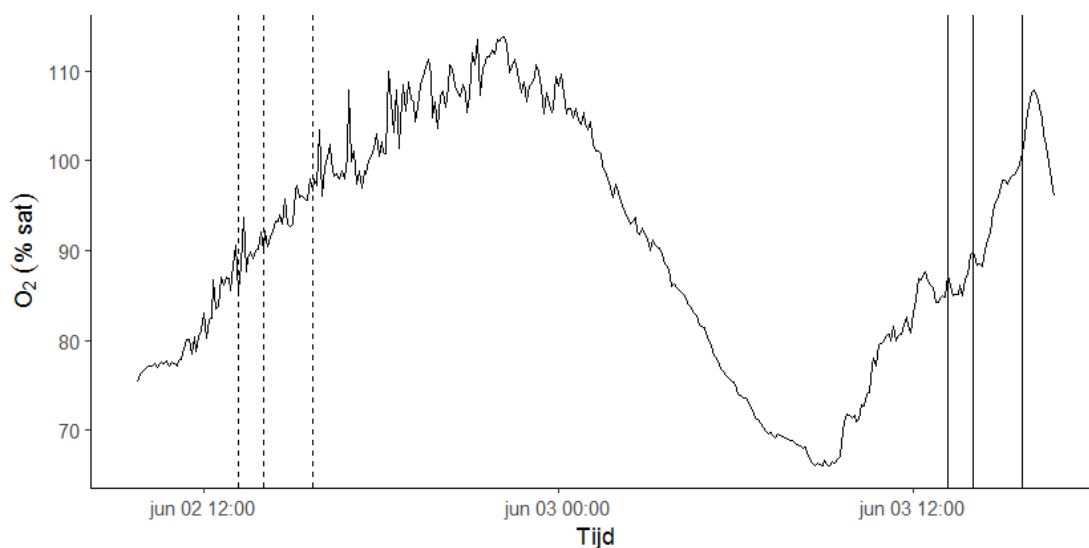
##### Continuumetingen

Met de sondes die bij de stroomafwaartse stuw hebben gemeten is het effect van maaien beperkt waargenomen. Figuur 4.18 t/m 4.24 toont de waterkwaliteit gemeten met de continue sonde nabij de stroomafwaartse stuw. Zuurstof, elektrische geleidbaarheid, pH en temperatuur op de dag van het maaien hebben een vergelijkbaar verloop met de dag ervoor (Figuur 4.18-4.22). Wel is er bij het openen van de stroomafwaartse stuw een grote piek in turbiditeit te zien (Figuur 4.23), en ook een plotselinge daling van de CO<sub>2</sub> na het openen van beide stuwen (Figuur 4.24).



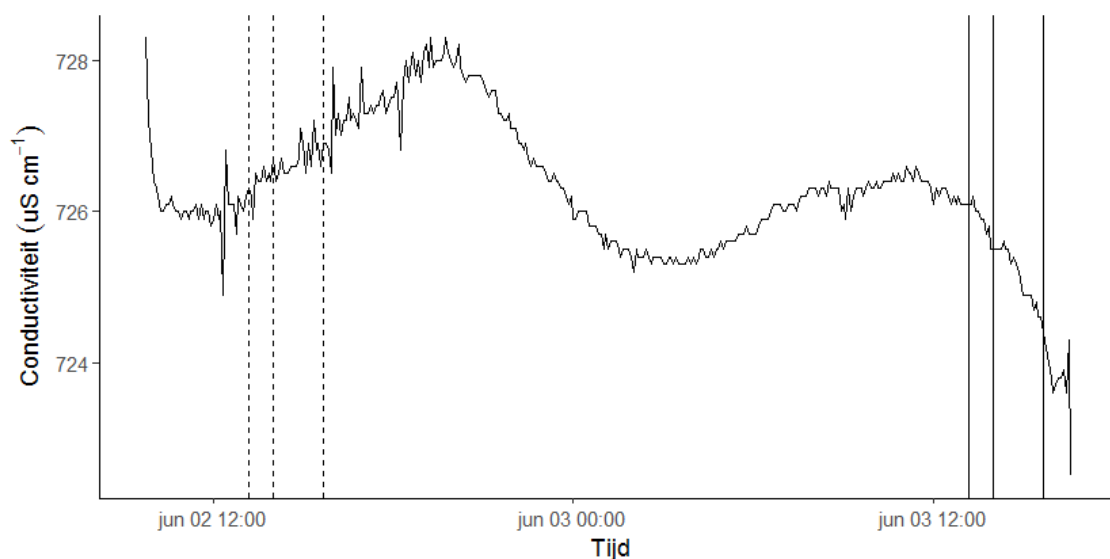
**Figuur 4.18.** Opgeloste zuurstofconcentratie ( $\text{mg L}^{-1}$ ) vanaf de dag voor het maaien tot na het maaien, stroomafwaarts gemeten. Verticale lijnen in de grafiek op 3 juni 2019 laten achtereenvolgens het maaien en het openen van de stuwen zien. De eerste lijn laat zien wanneer de maaiboot begon te maaien, de tweede lijn is de opening van de stroomopwaartse stuw en de derde lijn de opening van de stroomafwaartse stuw. De stippellijnen op 2 juni 2019 laten dezelfde tijden zien als de lijnen op 3 juni 2019, maar hier is niet gemaaid en er zijn geen stuwen opengezet, de stippellijnen dienen om dezelfde tijden te kunnen vergelijken.

**Figure 4.18.** Dissolved oxygen concentration ( $\text{mg L}^{-1}$ ) from the day before mowing to after mowing, measured downstream. The vertical lines in the graph on June the 3<sup>th</sup> 2019 show consecutively: 1<sup>st</sup> line start mowing flow path, 2<sup>nd</sup> line upstream weir open, 3<sup>th</sup> line downstream weir open. Dashed lines on June the 2<sup>nd</sup> 2019 show the same moments in time without mowing and weir operation as a comparison.



**Figuur 4.19.** Opgeloste zuurstofconcentratie (% saturatie) vanaf de dag voor het maaien tot na het maaien, stroomafwaarts gemeten.

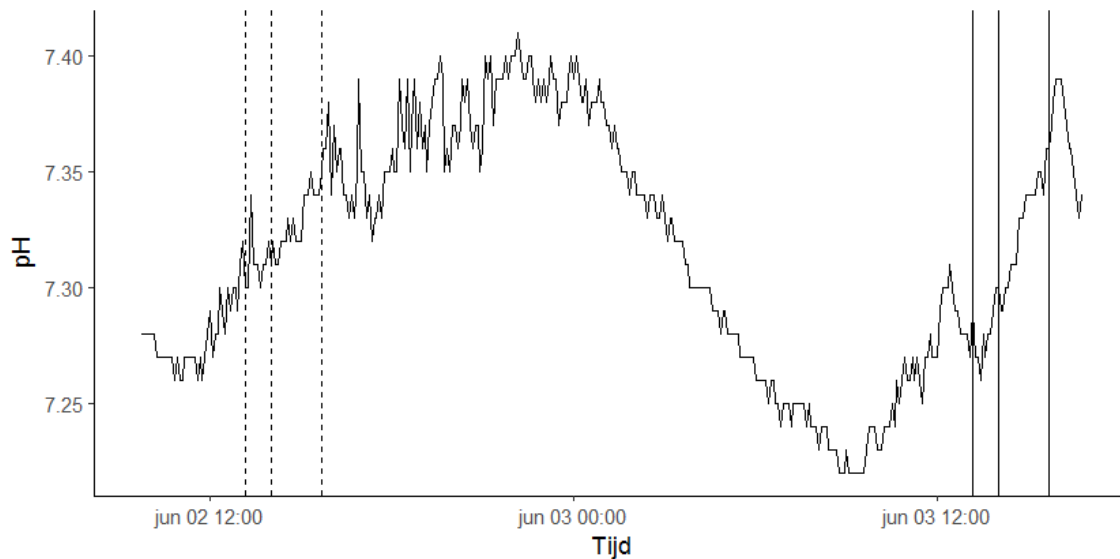
**Figure 4.19.** Dissolved oxygen concentration (% saturation) from the day before mowing to after mowing, measured downstream.



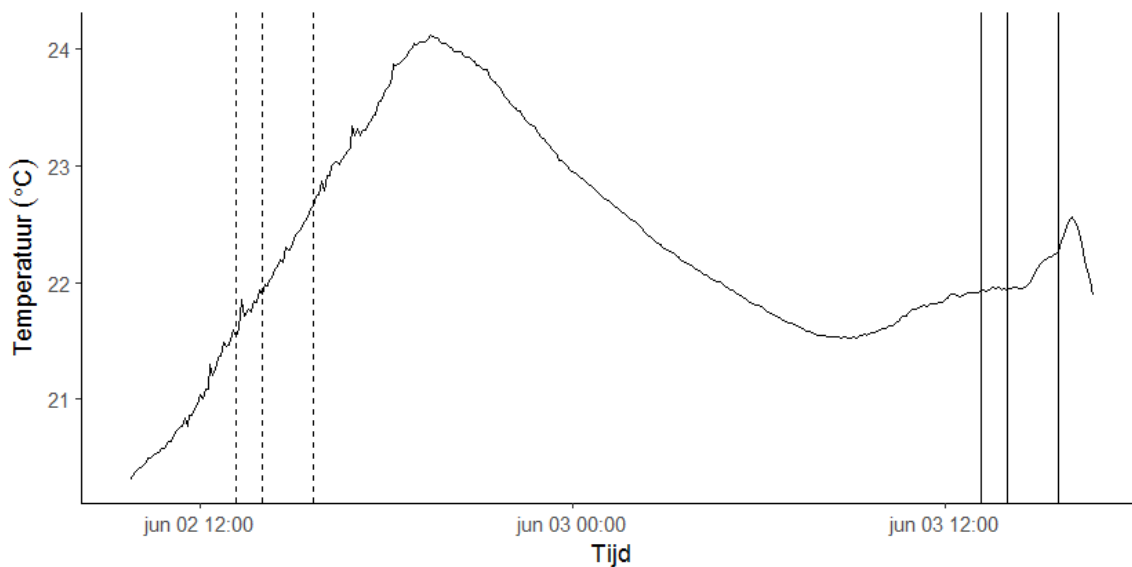
**Figuur 4.20.** Elektrische geleidendheid ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) vanaf de dag voor het maaien tot na het maaien, stroomafwaarts gemeten.

**Figure 4.20.** Conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) from the day before mowing to after mowing, measured downstream.

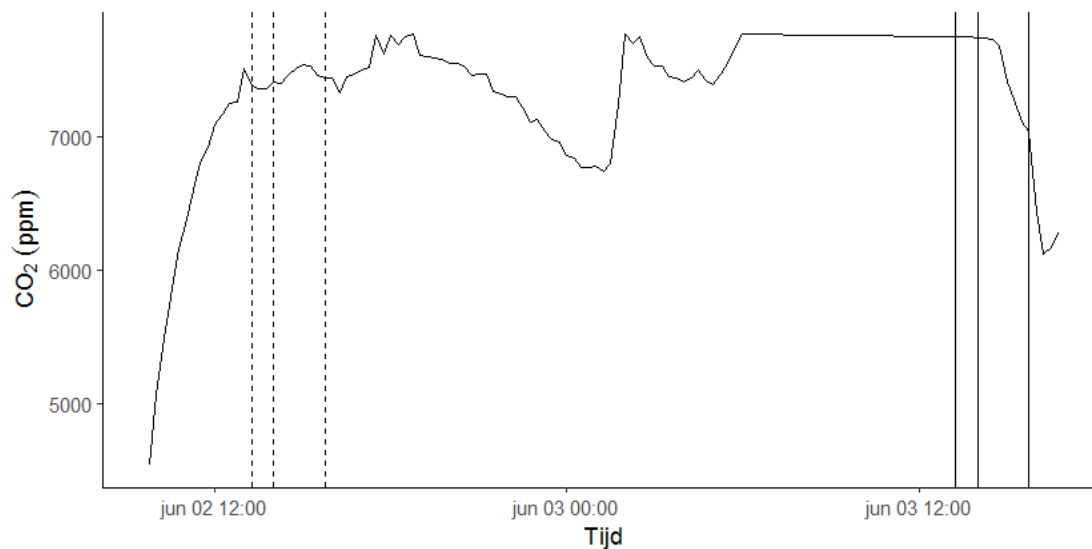




**Figuur 4.21.** pH vanaf de dag voor het maaien tot na het maaien, stroomafwaarts gemeten.  
**Figure 4.21.** pH from the day before mowing to after mowing, measured downstream.

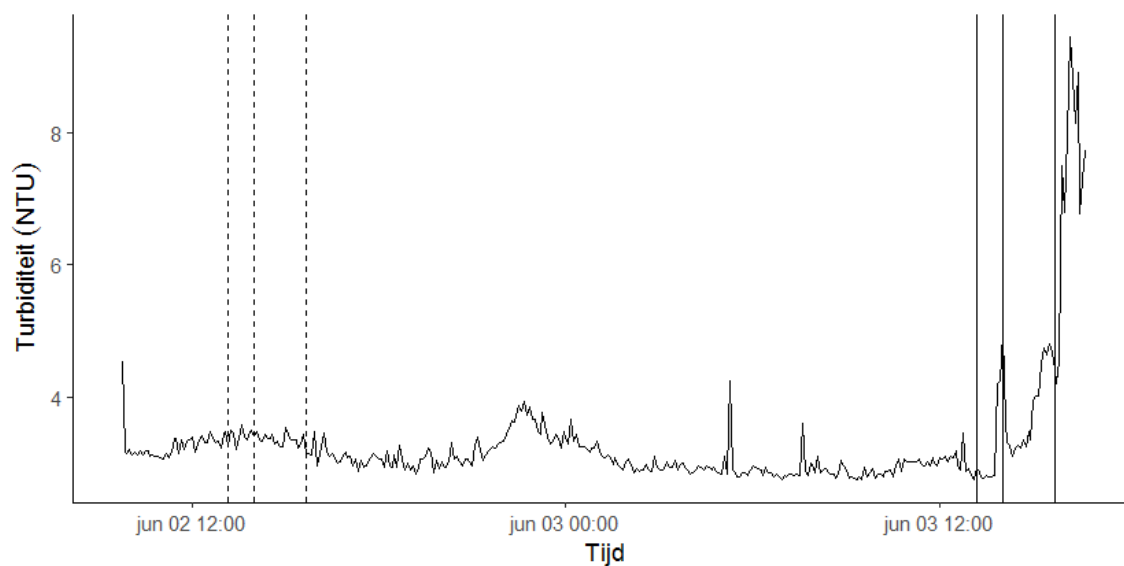


**Figuur 4.22.** Watertemperatuur (°C) vanaf de dag voor het maaien tot na het maaien, stroomafwaarts gemeten.  
**Figure 4.22.** Water temperature (°C) from the day before mowing to after mowing, measured downstream.



**Figuur 4.23.** Turbiditeit (Nephelometric Turbidity Units) vanaf de dag voor het maaien tot na het maaien, stroomafwaarts gemeten.

**Figure 4.23.** Turbidity (Nephelometric Turbidity Units) from the day before mowing to after mowing, measured downstream.

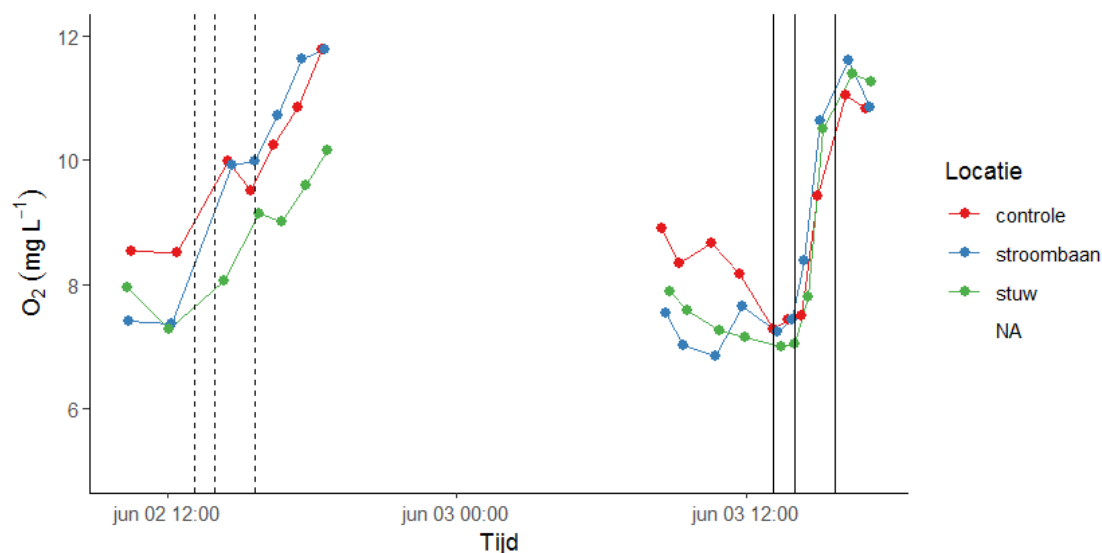


**Figuur 4.24.** CO<sub>2</sub> (ppm) vanaf de dag voor het maaien tot na het maaien, stroomafwaarts gemeten. Op 3 juni is er een afgeplatte piek te zien waar de concentratie boven de maximaal meetbare concentratie van de sensor gaat.

**Figure 4.24.** CO<sub>2</sub> (ppm) from the day before mowing to after mowing, measured downstream. On June the 3<sup>th</sup>, a flattened peak can be seen where the concentration exceeds the maximum measurable concentration of the probe.

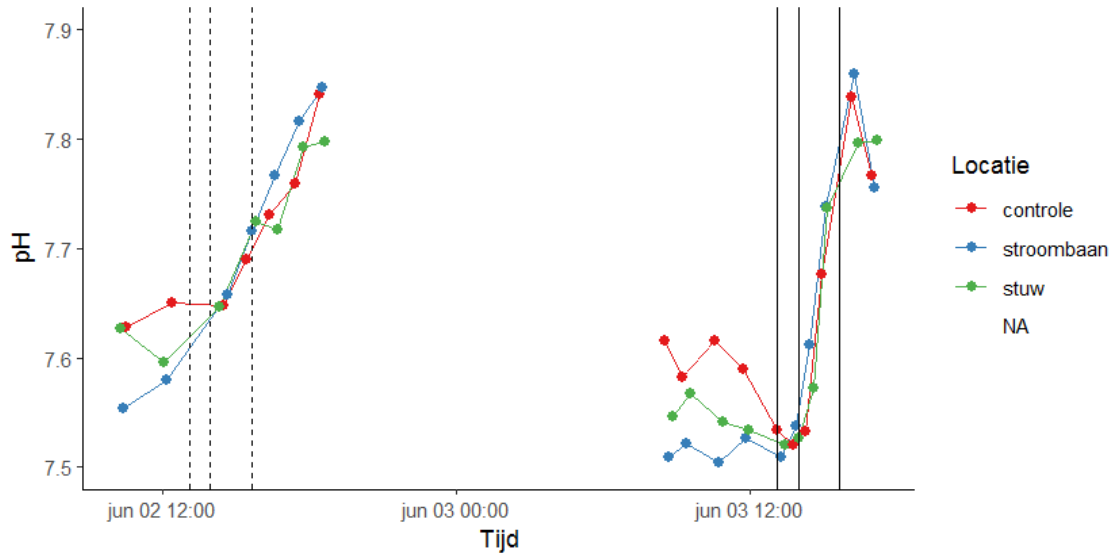
### Handmatige metingen

Handmatige metingen laten een beperkt effect zien van maaien, maar vaak wel een groot effect van het openen van de stuwen, vooral stroomopwaarts. Na het openen van de stroomopwaartse stuw zijn er stroomopwaarts een aantal veranderingen. In het algemeen lijkt het water beter gemengd te worden (eerst zit er verschil tussen de drie meetpunten, na het openen van de stuw zijn ze meer gelijk). Verder gaat stroomopwaarts de zuurstofconcentratie (Figuur 4.25), de pH (Figuur 4.26) en de nitraatconcentratie (Figuur 4.27) omhoog.



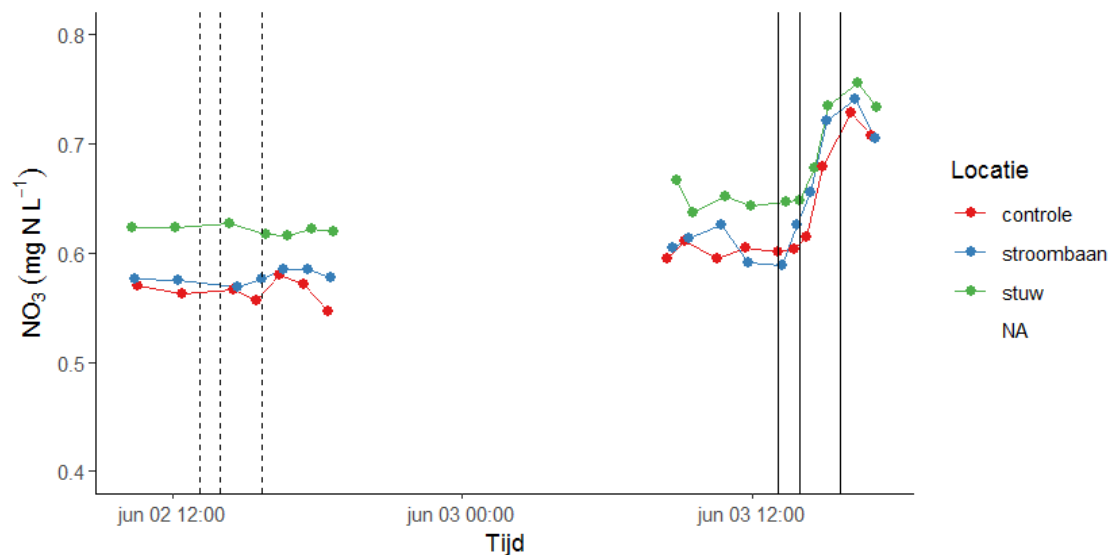
**Figuur 4.25.** Opgeloste zuurstofconcentratie ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten. De verticale lijnen in de grafiek op 3 juni 2019 laten achtereenvolgens zien: de 1<sup>e</sup> lijn laat zien wanneer de maaiboot de stroombaan begon te maaien, de tweede lijn is de opening van de stroomopwaartse stuw en de derde lijn de opening van de stroomafwaartse stuw. De stippellijnen op 2 juni 2019 laten dezelfde tijden zien als de lijnen op 3 juni, maar hier is niet gemaaid en er zijn geen stuwen opengezet, de stippellijnen dienen om dezelfde tijden te kunnen vergelijken.

**Figure 4.25.** Dissolved oxygen concentration ( $\text{mg L}^{-1}$ ) the day before mowing and during mowing, measured upstream. The vertical lines in the graph on June the 3<sup>th</sup> 2019 show consecutively: 1<sup>st</sup> line start mowing flow path, 2<sup>nd</sup> line upstream weir open, 3<sup>th</sup> line downstream weir open. Dashed lines on June the 2<sup>nd</sup> 2019 show the same moments in time without mowing and weir operation as a comparison.



**Figuur 4.26.** De pH de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

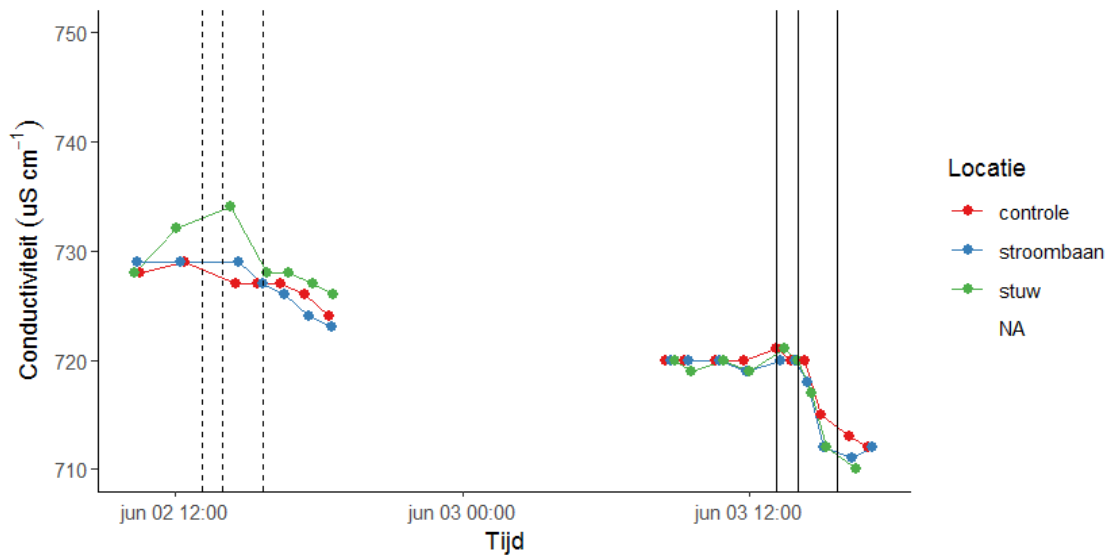
**Figure 4.26.** pH the day before mowing and during mowing, measured upstream.



**Figuur 4.27.** NO<sub>3</sub> concentratie (mg N L<sup>-1</sup>) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

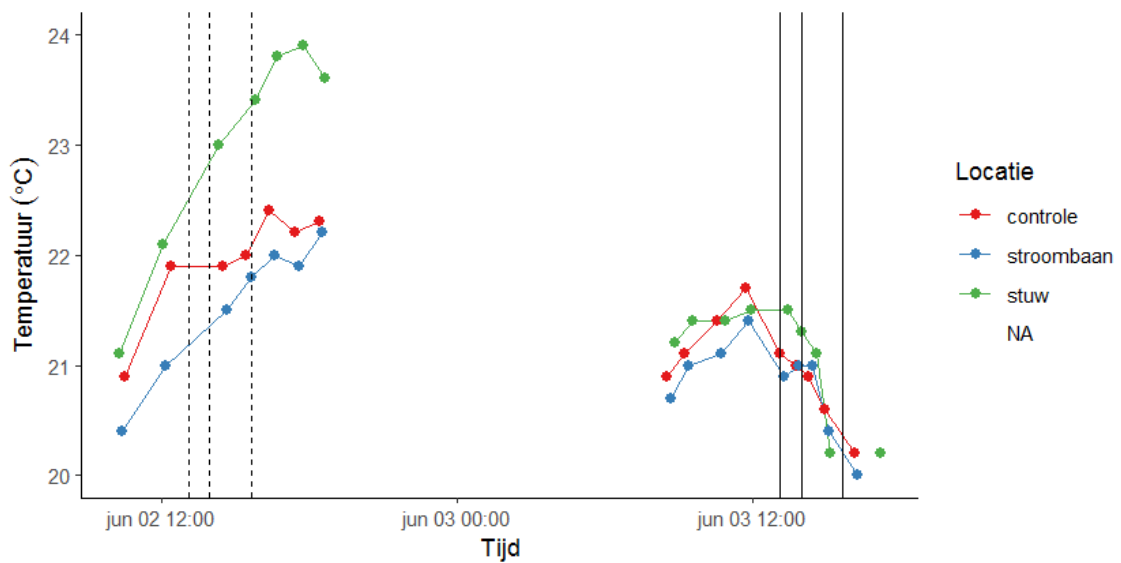
**Figure 4.27.** NO<sub>3</sub> concentration (mg N L<sup>-1</sup>) the day before mowing and during mowing, measured upstream.

De elektrische geleidendheid (Figuur 4.28), de temperatuur (Figuur 4.29), de alkaliniteit (Figuur 4.30) en de CO<sub>2</sub>-concentratie (Figuur 4.31) gaan omlaag.



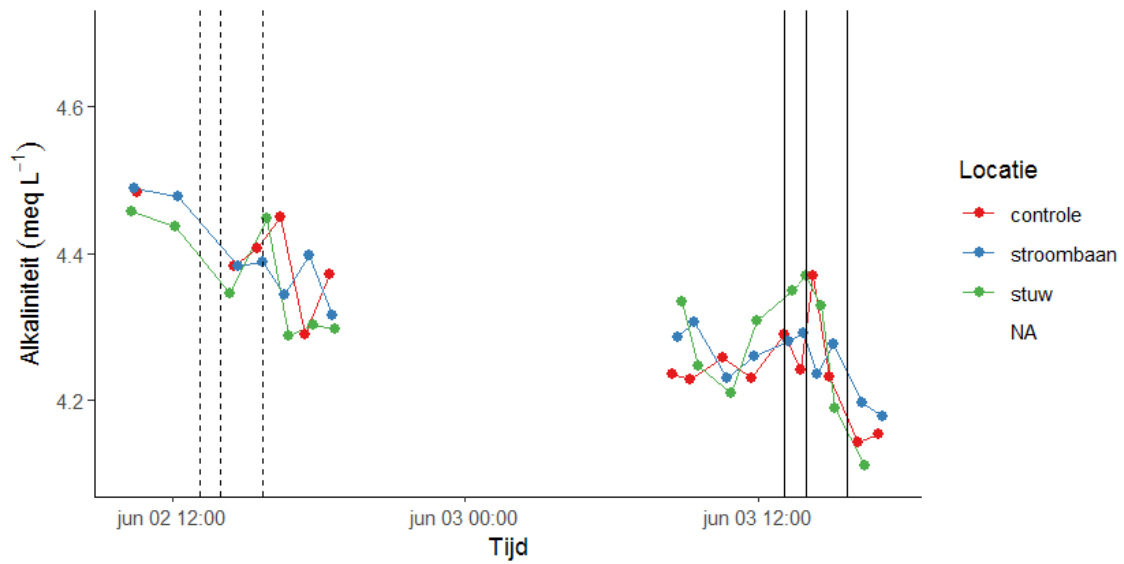
**Figuur 4.28.** Elektrische geleidendheid ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

**Figure 4.28.** Conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) the day before mowing and during mowing, measured upstream.



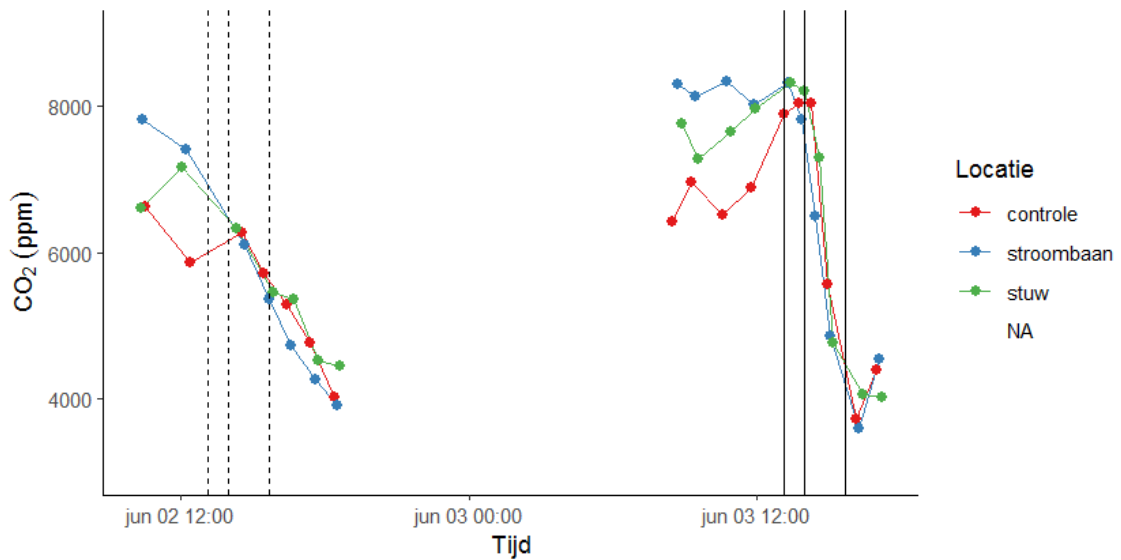
**Figuur 4.29.** Temperatuur ( $^{\circ}\text{C}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

**Figure 4.29.** Temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) the day before mowing and during mowing, measured upstream.



**Figuur 4.30.** Alkaliniteit (meq L<sup>-1</sup>) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

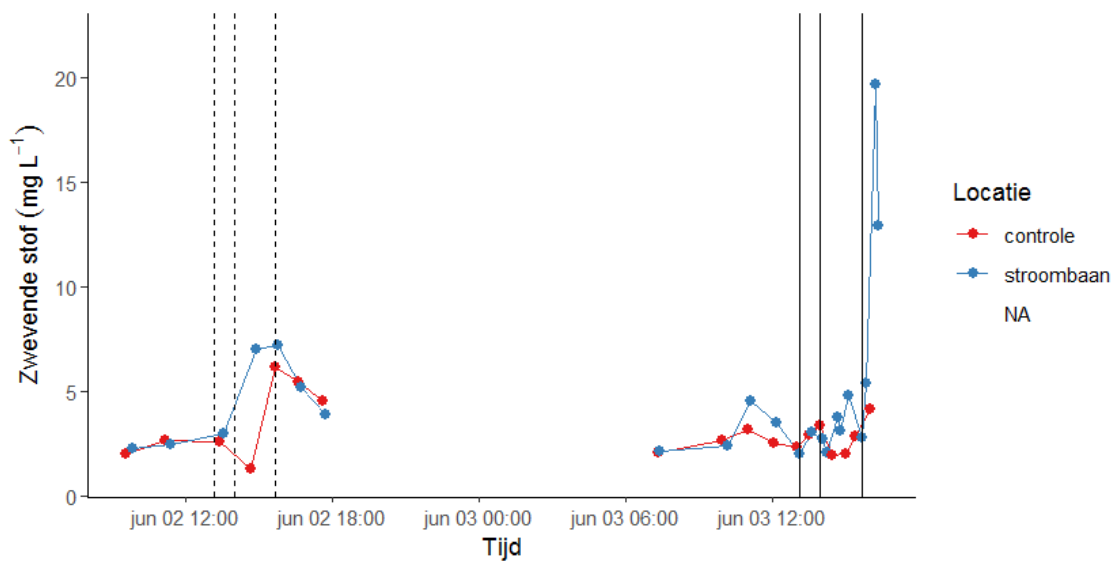
**Figure 4.30.** Alkalinity (meq L<sup>-1</sup>) the day before mowing and during mowing, measured upstream.



**Figuur 4.31.** CO<sub>2</sub> (ppm) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

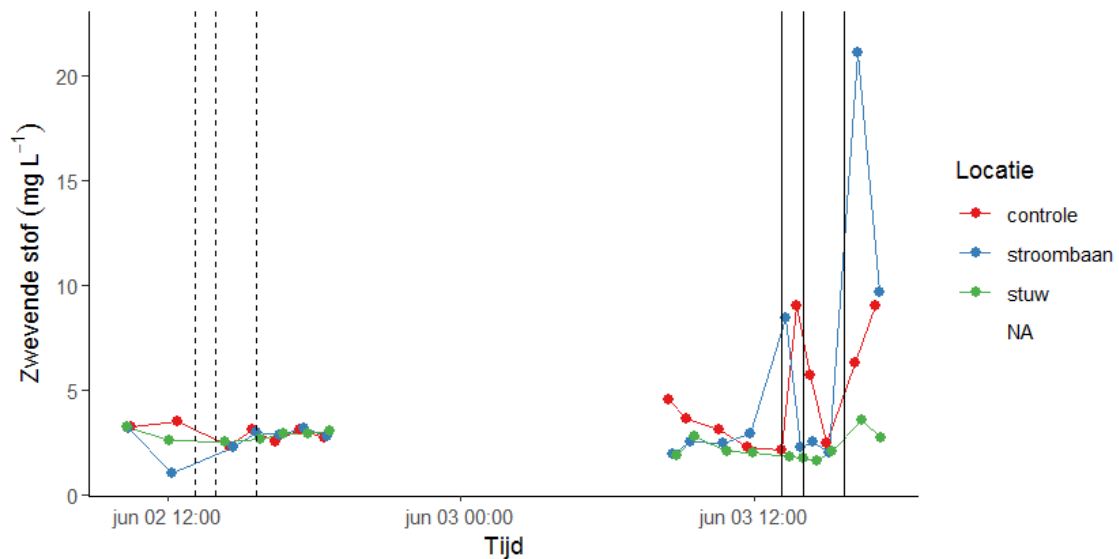
**Figure 4.31.** CO<sub>2</sub> (ppm) the day before mowing and during mowing, measured upstream.

Tenslotte is er ook een piek in zwevende stof te zien na het openen van de stroomafwaartse stuw (Figuur 4.32-4.33). Dit komt overeen met de piek in turbiditeit die de sonde gemeten heeft.



**Figuur 4.32.** Zwevende stof (mg L<sup>-1</sup>) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.

**Figure 4.32.** Suspended matter (mg L<sup>-1</sup>) the day before mowing and during mowing, measured downstream.



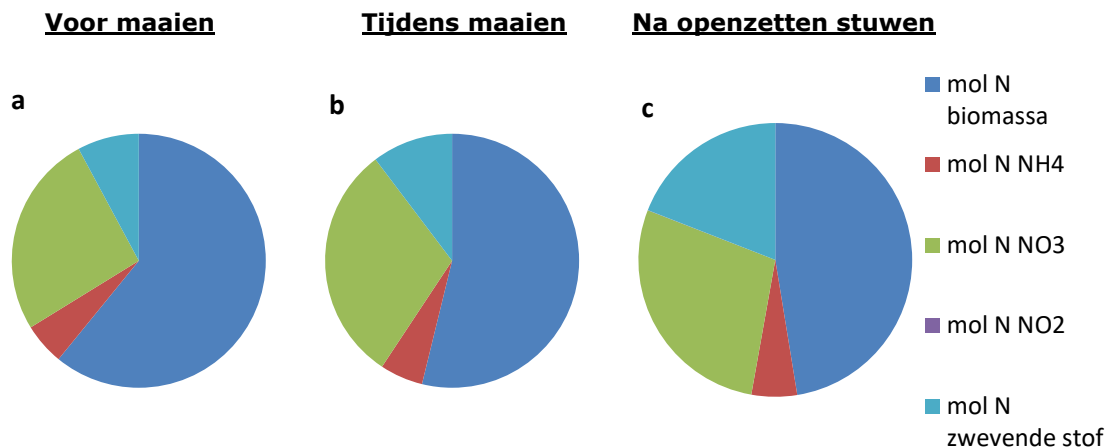
**Figuur 4.33.** Zwevende stof ( $\text{mg L}^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

**Figure 4.33.** Suspended matter ( $\text{mg L}^{-1}$ ) the day before mowing and during mowing, measured upstream.

In bijlage 10 worden een aantal aanvullende meetgegevens gepresenteerd.

#### 4.5.3 Verschillen in de koolstof- en stikstofbalans

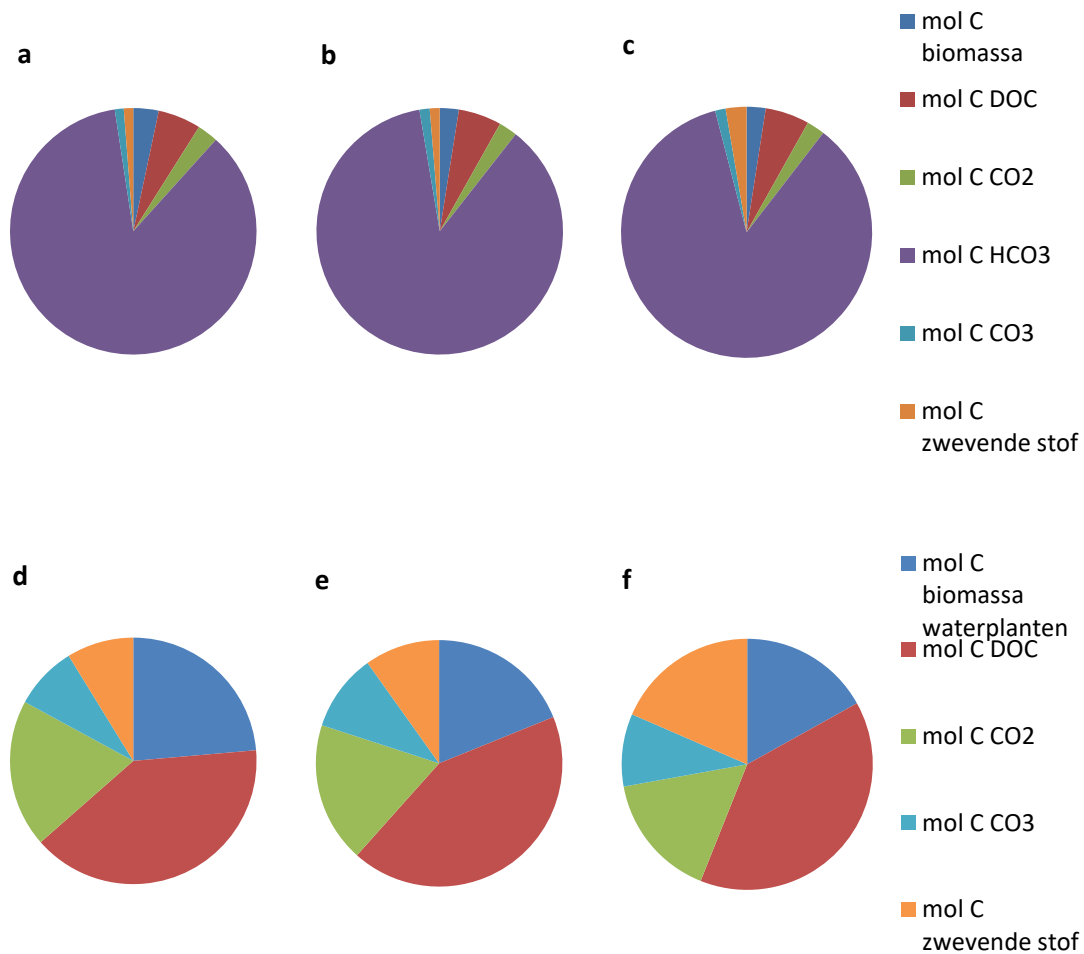
Er zijn ook verschillen te zien in de koolstof- en stikstofbalans: na het maaien is het aandeel van plantenbiomassa afgenomen, zowel bij N als bij C (Figuur 4.34-4.35, ruwe data in Tabel 4.11). Verder neemt het aandeel van  $\text{NO}_3$  toe in de stikstofbalans en het aandeel van zwevende stof toe in de koolstof- en stikstofbalans na het openen van de stuwen.



**Figuur 4.34.** Stikstofbalans voor (a) en tijdens (b) het maaien en na het openzetten van de stuwen (c), gemeten bij de brug in de buurt van de stroomafwaartse stuw. Het aandeel van stikstof in plantenbiomassa,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$  en zwevende stof wordt getoond ( $\text{NO}_2$  is nagenoeg 0).

**Figure 4.34.** Nitrogen balance before (a) and during (b) mowing and after opening of the weirs (c), measured at the bridge near the downstream weir. The proportion of nitrogen in plant biomass,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$  and suspended matter is shown ( $\text{NO}_2$  is almost 0).



**Voor maaien****Tijdens maaien****Na openzetten stuwen**

**Figuur 4.35.** Koolstofbalans voor (a,d) en tijdens (b,e) het maaien en na het openzetten van de stuwen (c,f), gemeten bij de brug in de buurt van de stroomafwaartse stuw. Het aandeel van koolstof in plantenbiomassa, DOC,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3$  en zwevende stof wordt getoond (a,b,c). Aangezien  $\text{HCO}_3^-$  een relatief groot deel van de balans uitmaakt en een vrijwel constante waarde heeft worden de grafieken ook weergegeven zonder  $\text{HCO}_3^-$  (d,e,f) om de bijdragen van de andere componenten duidelijker weer te geven.

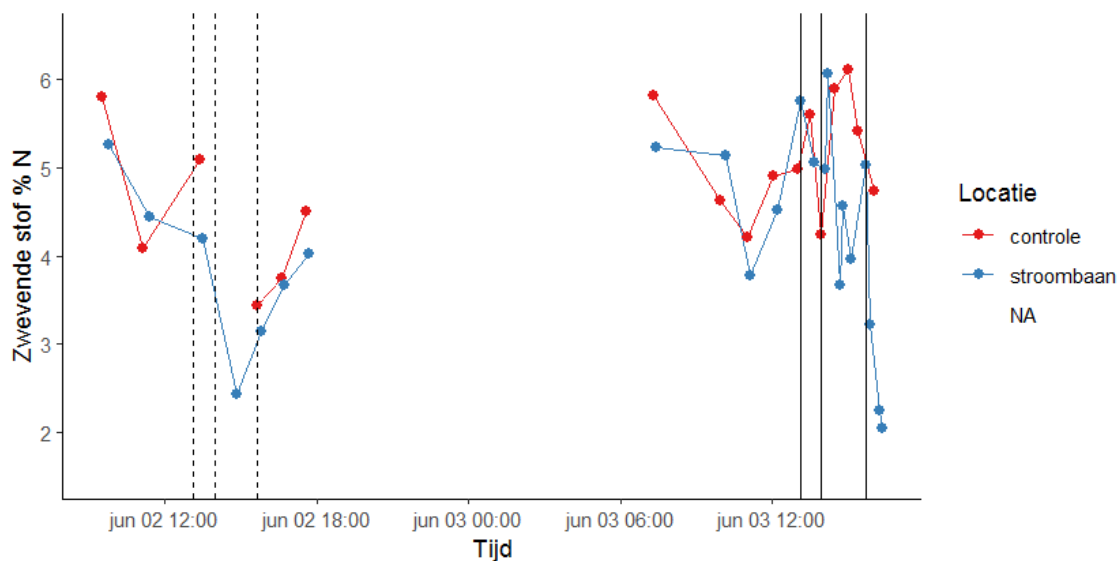
**Figure 4.35.** Carbon balance before (a, d) and during (b, e) mowing and after opening the weirs (c, f), measured at the bridge near the downstream weir. The share of carbon in plant biomass, DOC,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3$  and suspended matter is shown (a, b, c). Since  $\text{HCO}_3^-$  is a relatively large part of the balance and has a near constant value, the graphs are also displayed without  $\text{HCO}_3^-$  (d, e, f) to show the contributions of the other components more clearly.

**Tabel 4.11.** Ruwe data van de koolstof- en stikstofbalans uit figuur 4.34 en 3.35. Het aantal mol C en N in de waterplanten is een schatting gebaseerd op het afgevoerde en gewogen maaisel, en gaat ervan uit dat de beek volledig leeg was na de laatste keer maaien. Aangezien er na het maaien nog wel vegetatie aanwezig was in de beek is de biomassa voor het maaien dus een onderschatting van de werkelijkheid.

**Table 4.11.** Raw data of the coal and nitrogen balance from figures 4.34 and 4.35. The number of moles C and N in the aquatic plants is an estimate based on the removed and weighed cuttings, and it is assumed that the stream was completely empty after the last mow time. Since there was still vegetation in the stream after mowing, the biomass for mowing is therefore an underestimation of reality.

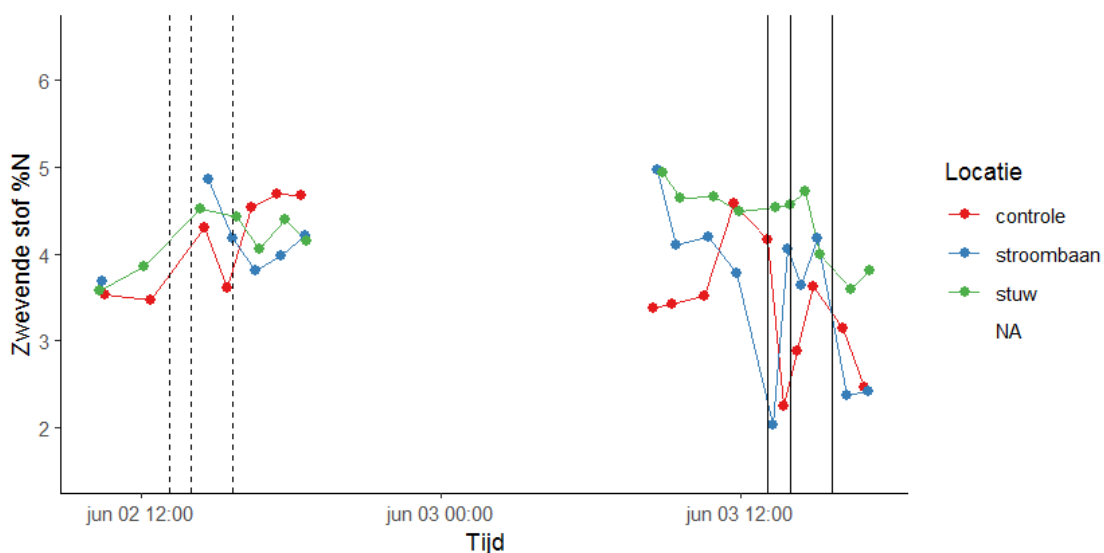
Stof	Component	Brug			Stuw		
		Voor maaien	Na maaien	Na opening stuw	Voor maaien	Na maaien	Na opening stuw
Koolstofbalans	mol C HCO <sub>3</sub>	284673.96	280301.60	280747.30	203232.90	266027.60	253702.30
	mol C biomassa waterplanten	11032.74	8056.81	8056.81	11032.74	8056.81	8056.81
	mol C DOC	18631.90	18243.61	18631.9	16548.31	15845.50	15689.63
	mol C CO <sub>2</sub>	9055.77	7858.05	7671.73	7915.46	9580.95	5556.56
	mol C CO <sub>3</sub>	3881.22	4327.59	4455.90	2222.33	3145.87	4933.30
	mol C zwevende stof	4095.83	4207.92	8801.87	3712.05	5192.55	9711.08
	<b>totaal C</b>	46697.46	42693.98	47618.20	41430.88	41821.67	43947.37
Stikstofbalans	mol N biomassa	2723.92	1989.18	1989.18	2723.92	1989.18	1989.18
	mol N NH <sub>4</sub>	238.06	202.79	225.49	203.25	184.65	216.72
	mol N NO <sub>3</sub>	1160.25	1123.28	1178.13	1559.12	1653.34	1857.41
	mol N NO <sub>2</sub>	0	0	0.93	0	0.0737	0
	mol N zwevende stof	351.34	380.85	800.00	291.94	386.35	773.64
	<b>totaal N</b>	4473.58	3696.09	4193.73	4778.23	4213.60	4836.95

Hoewel er na het openen van de stuwen in de zwevende stof relatief minder C en N zit dan voor het openen van de stuwen (Figuur 4.36-4.39) neemt de totale zwevende stof C en N wel toe na het openen van de stuwen, omdat er dan meer zwevende stof in het water zit (Figuur 4.32-4.33).



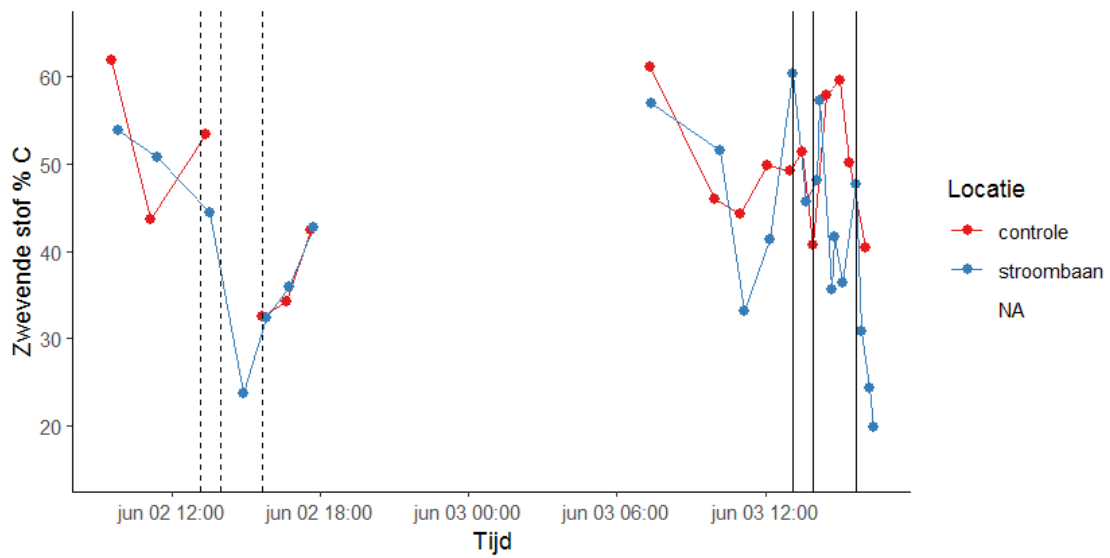
**Figuur 4.36.** Zwevende stof (%N) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.

**Figure 4.36.** Suspended matter (%N) the day before mowing and during mowing, measured downstream.



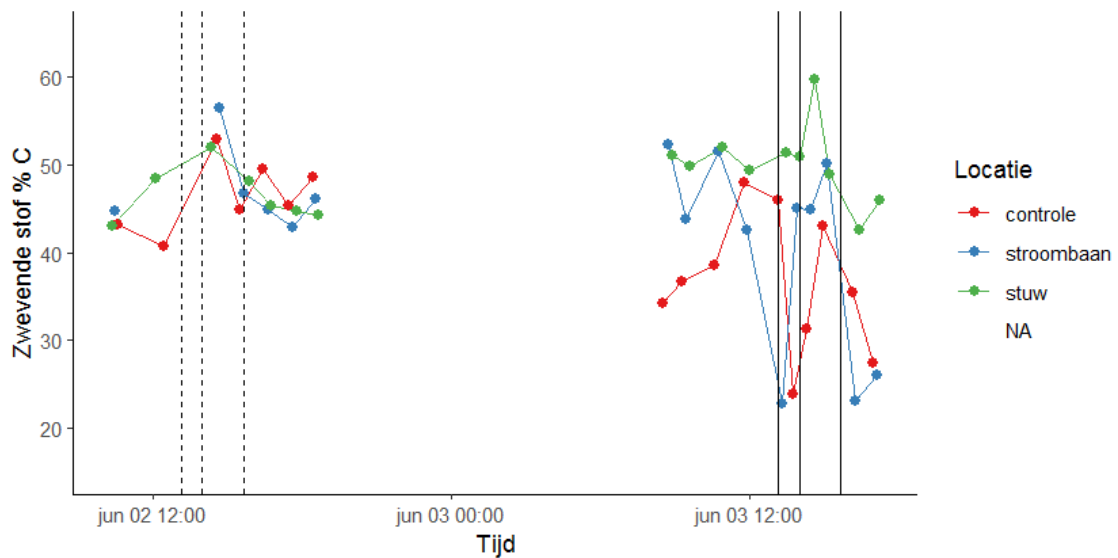
**Figuur 4.37.** Zwevende stof (%N) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

**Figure 4.37.** Suspended matter (%N) the day before mowing and during mowing, measured upstream.



**Figuur 4.38.** Zwevende stof (%C) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.

**Figure 4.38.** Suspended matter (%C) the day before mowing and during mowing, measured downstream.



**Figuur 4.39.** Zwevende stof (%C) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

**Figure 4.39.** Suspended matter (%C) the day before mowing and during mowing, measured upstream.

#### **4.5.4 Discussie**

Verwacht werd dat in deze proef door het stroombaanmaaien de hoeveelheid zwevende stof en organisch materiaal in het water zouden toenemen. Ten eerste verwachtten we dat er DOC uit de planten zelf zou komen. Hoewel nog niet is onderzocht in welke mate DOC uit de planten komt na beschadiging door maaien, is wel bekend dat dit gebeurt wanneer planten afsterven of wanneer ze beschadigd raken als gevolg van vraat door herbivoren of door virussen (Findlay en Sinsabaugh, 2003). In deze studie is echter geen effect van maaien op de DOC gemeten, wat zou suggereren dat dit effect in het geval van maaien slechts in beperkte mate optreedt.

Het tweede effect van maaien op organisch materiaal dat verwacht werd in deze proef is het effect van verstoring van het sediment. Bij deze verstoring komt zwevende stof vrij, waardoor de zuurstofconcentratie in het water zou kunnen dalen. Dit komt enerzijds door verhoogde turbiditeit van het water, waardoor fotosynthese bij primaire producenten verlaagd wordt en de zuurstofconcentratie daalt (Parkhill en Gulliver, 2002; Jones et al., 2012). Anderzijds wordt er meer zuurstof opgenomen door micro-organismen, die de vaak labiele zwevende stof afbreken wanneer dit in de waterkolom komt (Yahel et al., 2008). Hoewel er in deze studie wel een klein effect op de turbiditeit te zien is direct na het openen van de stuw, lijkt er geen effect te zijn van het maaien op de turbiditeit, nutriëntengehalten, DOC en zwevende stof. Dit wijst erop dat het sediment waarschijnlijk nauwelijks verstoord is. Hierdoor is er ook maar een kleine daling in de opgeloste zuurstofconcentratie waargenomen na het openen van de stuwen. Het openen van de stuwen had dus een veel groter effect dan het maaien.

## 4.6 Conclusies en aanbevelingen

### 4.6.1 Hydraulische analyse

#### *Conclusies*

Er is een hydraulische analyse uitgevoerd van de metingen verzameld tijdens de veldproeven in de Eefse beek, uitgevoerd van 3 tot en met 12 juni 2019. Het doel van de analyse, om validatiedata te verzamelen voor rekenmethoden om een betrouwbaar veilige minimale breedte van een stroombaan te kunnen afleiden voor verschillende beeksystemen, is gehaald voor de Eefse beek. Voor generalisaties zijn echter meer meetdata van verschillende systemen nodig.

In de eerste plaats is het effect van het maai-beheer op de hydraulica afgeleid. Uit de resultaten bleek dat het verhang over het pand afnam nadat de stroombaan was vergroot van een breedte van 2 m naar een breedte van 4 m. Een verdere afname van het verhang bij vergroting van de stroombaan tot een breedte van 6 m is niet waargenomen mede door de te kleine afmetingen van de beek om verdere effecten waar te nemen (oeverzone bereikt).

De resultaten zijn in een bredere context geplaatst door het effect op de berekende ruwheid en ruwheid-afvoerrelatie te berekenen. Dit is gedaan met het SOBEK stromingsmodel. Hieruit bleek een duidelijke ruwheidsverlaging na vergroting van de stroombaan tot een breedte van 4 m, maar bij een vergroting van de stroombaan naar een breedte van 6 m werd geen verder effect gevonden, mogelijk als gevolg van een onvoldoende brede beek waardoor interferentie met de oeverzone optrad. Het effect van maaien op ruwheid kan dus worden geïnterpreteerd als een verschuiving van de ruwheid-afvoerrelatie. Dit is een relatie die in toekomstige berekeningen kan worden ingezet.

Tot slot zijn de gemeten peilen vergeleken met het STOWA stromingsmodel 'Spreadsheet Maai-beheer'. Hieruit bleek dat de spreadsheet bij lage afvoeren het verhang onderschat en het effect van maaien overschat.

Uit de slibmetingen bleek dat er sprake was van een aanzienlijke verkleining van het effectieve doorstroomprofiel ten opzichte van het bestek als gevolg van aanslibbing. Berekeningen met zowel het 'slibprofiel' als het 'gemeten profiel' laten zien dat de berekende ruwheden en waterpeilen erg verschillen tussen beide varianten. Dit geeft aan dat het belangrijk is te weten wat het werkelijke profiel is, zodat met een relevant profiel gewerkt kan worden.

#### *Aanbevelingen*

- De proef heeft een dataset opgeleverd om het effect van maaien te bepalen. De gecreëerde en gecontroleerde afvoerpiekgolven in combinatie met het registreren van de hoeveelheid verwijderde vegetatiebiomassa en gedetailleerde registratie van de timing van de maai-beurten/afvoergolven maken dat deze proef waardevolle gegevens heeft gegenereerd. Herhaling van deze opzet in hetzelfde systeem of in andere systemen is waardevol om de dataset verder uit te breiden, zodat bestaande modellen om stroombaanbreedtes te berekenen verder verfijnd kunnen worden. De afvoerafhankelijkheid van ruwheid (de veranderingen in ruwheid door de wisseling hierin tussen hoge en lage afvoeren) is hierbij erg belangrijk. Het opstellen van deze relaties op basis van velddata en implementeren van deze relaties in stromingsmodellen kan praktisch inzicht geven in het effect van maaien en de vegetatiegroei op waterpeilen.
- Kwantitatieve data over hergroeisnelheid van vegetatie na het maaien ontbreken nog grotendeels, maar zijn wel een essentieel onderdeel van stromingsmodellen waarmee zowel benodigde stroombaanbreedte als maai-frequentie voorspeld kan worden. Meer onderzoek op dit vlak is daarom nodig.

- Slibmetingen zijn noodzakelijk voor het uitvoeren van analyses. Het effect van aanslibbing en vegetatie kan namelijk vergelijkbaar zijn.

#### **4.6.2 De waterkwaliteitsanalyse**

##### *Conclusies*

Anders dan verwacht lijkt stroombaanmaaien met de maaiboot in dit experiment maar een beperkt effect te hebben gehad op de waterkwaliteit en de koolstof- en stikstofbalans. DOC, nutriënten en zwevende stof lijken niet te zijn beïnvloed door het maaien. Het openen van de stuwen lijkt een veel groter effect te hebben gehad op de waterkwaliteit in de beek dan het maaien van de stroombaan. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat met de maaiboot slechts een beperkte hoeveelheid vegetatie uit het water gehaald is en dat de bodem hierbij niet erg verstoord leek. Andere maaimethoden, zoals maaien met de maaikorf, hebben wellicht een ander effect op de waterkwaliteit.

##### *Aanbevelingen*

- Het gebruik van een maaiboot had tijdens deze proef geen schadelijke effecten op de waterkwaliteit. Maaien met een maaiboot kan dus de doorstroming van de beek verbeteren zonder dat dit grote invloed op het fysisch-chemisch functioneren van het systeem lijkt te hebben.
- Tijdens de proef heeft het maaien met de maaiboot op een 'voorzichtige' manier plaatsgevonden, waardoor er nauwelijks verstoring is geweest van het sediment. Secuur maaien, volgens de richtlijnen die zijn opgesteld om zo min mogelijk schadelijke effecten op het chemisch aspect van het beekecosysteem te veroorzaken, is dus wel een voorwaarde om deze manier van maaien uit te voeren zonder dat nadelige effecten op de chemische waterkwaliteit optreden.
- Het zou interessant zijn om metingen aan deze vorm van maaien ook in andere systemen uit te voeren, bijvoorbeeld in beken met andere plantensoorten en een andere consistentie van het sediment, om te zien of er dan ook weinig effecten op chemische waterkwaliteit worden gemeten.

# 5. Bevraging betrokkenen aangepast beheer binnen de waterschappen

## 5.1 Inleiding

Om lokale beheermaatregelen die aansluiten op de natuurlijke processen in beken die zich afspelen op hogere schaal in het stroomgebied te realiseren, te optimaliseren en zo goed mogelijk in te passen in het waterbeheer is het belangrijk de ervaringen te inventariseren die waterbeheerders, werkzaam in verschillende onderdelen van het waterschap, op dit moment hebben met verschillende vormen van aangepast beheer. Om informatie op te halen is daarom een gerichte bevraging van betrokkenen uitgevoerd binnen de waterbeheerders in Hoog-Nederland.

De bevraging beoogt bij te dragen aan het beantwoorden van de vraag welke natuurwinst behaald kan worden door het aanpassen van het beheer en onderhoud in beken in zowel landbouwkundige als meer natuurlijke beekdalen? Hiertoe komen een aantal specifieke onderwerpen aan bod, omtrent de relatie tussen de huidige beheerpraktijk én het bereiken van doelen (o.a. Kaderrichtlijn water (KRW) en Natura-2000), de tijdstippen, frequenties, ruimtelijke spreiding en methoden van uitvoering van regulier en aangepast beheer en kleinschalige maatregelen, mogelijke praktijkverschillen tussen regio's in Nederland en specifiek de ervaringen met maaibeheer en dood hout inbrengen en de effecten op de ecologie.

De bevraging is onder te verdelen in drie hoofdthema's. Ten eerste een inventarisatie van de maatregelen ten behoeve van het herstel van de biodiversiteit en de ecologische kwaliteit. Het betrof daarom maatregelen zoals extensief maaien, beschaduwen, inbrengen van dood hout, inbrengen van grind, aanpassen van peilen, zandsuppletie en eventueel andere kleinschalige beheer-, onderhouds- en inrichtingsmaatregelen die op de hogere zandgronden in dit kader worden uitgevoerd. Ten tweede is in meer detail gevraagd naar de ervaringen met de verschillende vormen van extensief maaibeheer. Tenslotte is verder ingegaan op de inbedding van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in de waterschapsorganisatie.

## 5.2 Aanpak

Aan iedere waterbeherende instantie in Hoog-Nederland is gevraagd om vertegenwoordiging uit verschillende disciplines en de verschillende lagen van de organisatie aanwezig te laten zijn bij de bevraging om daarmee een zo breed mogelijk beeld te krijgen van de ervaringen.

De volgende waterschappen hebben met 2-8 deelnemers per waterschap deelgenomen:

- Waterschap Vallei & Veluwe (WVV);
- Waterschap Aa & Maas (WAM);
- Waterschap Hunze & Aa's (WHA);
- Waterschap Limburg (WL);
- Waterschap De Dommel (WD);
- Waterschap Brabantse Delta (WBD);
- Waterschap Rijn & IJssel (WRIJ);
- Waterschap Vechtstromen (WVS);
- Wetterskip Fryslân (WFR);
- Waterschap Drents Overijsselse Delta (WDOD);
- Waterschap Rivierenland (WRIV).



Voorafgaand aan het uitvoeren van de bevraging is een groot aantal vragen opgesteld. Deze vragen zijn niet letterlijk tijdens het gesprek gesteld, maar dienden als leidraad voor het gesprek en de verslaglegging.

Er is een aanpak gevolgd die bestond uit drie stappen, die per waterschap doorlopen werd:

*Stap 1: Het gesprek.*

Er is gevraagd hoe de waterbeheerders momenteel omgaan met het maaibeheer van beken en beekoevers (aanpak, waarom desbetreffende traject- en maatregelkeuze, startmoment), welke ervaringen er beschikbaar zijn met aangepast maaibeheer, beschaduwen, inbrengen van dood hout, inbrengen van grind, aanpassen peilen, zandsuppletie en eventueel andere kleinschalige beheer-, onderhouds- en inrichtingsmaatregelen, steeds gericht op herstel van biodiversiteit en ecologische kwaliteit. De insteek van het gesprek was steeds vanuit een integrale ecologische watersysteembenadering van het beekstelsysteem (beek en beekdal).

Ook is er telkens ingegaan op de rollen van disciplines en lagen in de organisatie, op de onderlinge samenwerking en op de besluitvorming en de uitvoering. Steeds is doorgevraagd om zoveel mogelijk informatie boven tafel te krijgen.

Bij de bevraging van de betrokkenen zijn ook belangrijke onderdelen ter sprake gebracht die zijdelings gerelateerd zijn aan de praktijkproeven die binnen het project zijn uitgevoerd. Dit betrof onder andere de opgestelde doelen, de potentiële risico's en het risicomanagement, de uitvoering, de monitoring (parameters/indicatoren), de communicatie en de organisatievorm bij aangepast beheer en (kleinschalige) inrichtingsmaatregelen.

De bevraging is telkens met twee personen uitgevoerd, een vragensteller en een notulist, die zorgde voor een zo volledig mogelijke en feitelijke schriftelijke verslaglegging.

*Stap 2: Standaardisatie van het gesprek naar antwoorden op de vooraf opgestelde vragen*

De gespreksverslagen (vertrouwelijk en geanonimiseerd om traceerbaarheid naar specifieke waterschappen zo veel mogelijk te voorkomen) zijn omgezet naar de antwoorden op de vooraf opgestelde vragen. Onderwerpen die nieuw in het gesprek opkwamen en konden worden omgezet naar extra vragen zijn aan de vragenlijst toegevoegd.

*Stap 3: Verificatie gestandaardiseerde antwoorden bij deelnemers*

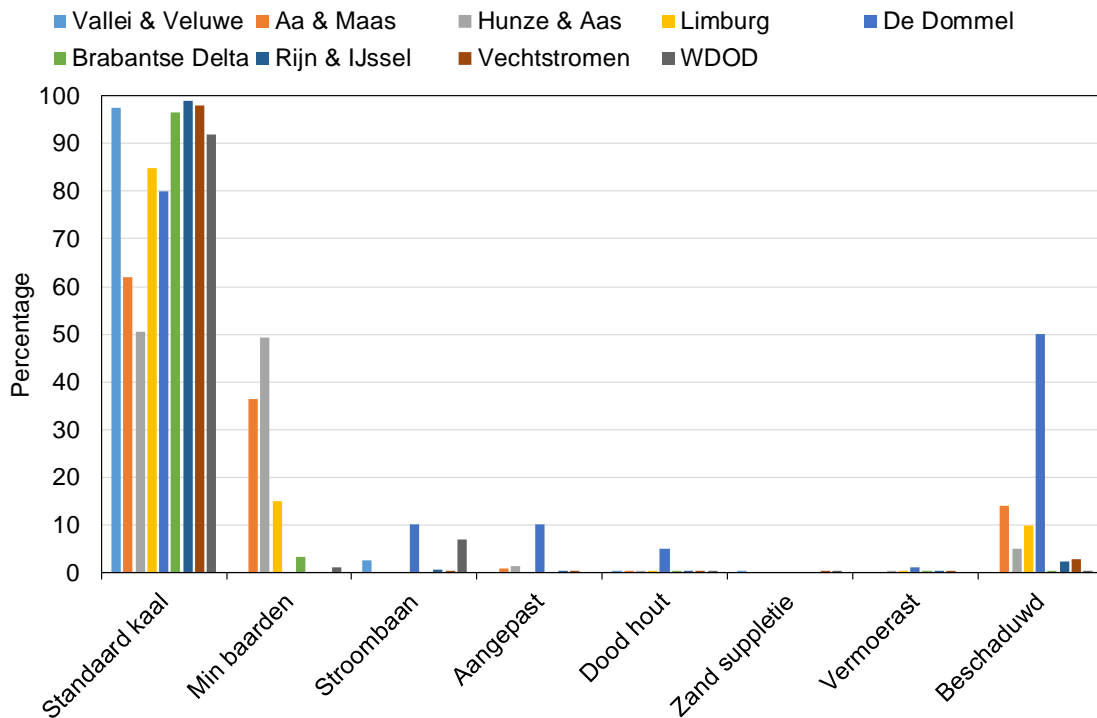
De uitgewerkte antwoorden zijn vervolgens weer voorgelegd aan de deelnemers via een vertegenwoordiger binnen het desbetreffende waterschap. De geretourneerde definitieve antwoorden zijn gebruikt voor verdere analyse.

## 5.3 Resultaten

### 5.3.1 Algemene vragen aangepast beheer en kleinschalige maatregelen

#### *Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in kilometers*

Het is vaak moeilijk om exacte cijfers te verkrijgen, maar uiteindelijk zijn voor 11 van de 13 waterschappen met stromend water in hun beheergebied de cijfers omtrent het aandeel standaard beheer, aangepast (extensiever) beheer en kleinschalige maatregelen verkregen (Figuur 5.1).



**Figuur 5.1.** *Het percentage van het totaal aantal kilometer watergang in het beheergebied van een waterschap dat regulier wordt gemaaid (standaard kaal), waar alternatieve maai vormen worden toegepast (baarden niet, stroombaanmaaien, aangepast maaischema), waar kleinschalige maatregelen zijn toegepast (dood hout, zandsuppletie, moerasontwikkeling) en waar beschaduwing aanwezig is langs de beek.*

**Figure 5.1.** *The percentage of the total number of kilometres water course managed by a waterboard under regular management (standard mowing scheme), alternative forms of mowing (extensive mowing schemes, flow path mowing), small-scale measures are applied (large wood addition, sand addition, stream valley marsh development) and which are shaded by riparian trees.*

In totaal gaat het bij de elf waterschappen in Hoog-Nederland om bijna 80.000 kilometer watergang. Ongeveer 92% daarvan wordt standaard onderhouden en nog eens 5.5% wordt standaard onderhouden behalve dat de baarden (de oeverzone op de overgang tussen land en water) en soms de zeer ondiepe oeverzone of onderinsteek blijven staan bij een maaibeurt (een eenvoudige vorm van stroombaanmaaien in overgedimensioneerde watergangen). Bij slechts anderhalf procent wordt stroombaanmaaien toegepast.

De overige aangepaste beheersvormen en kleinschalige maatregelen komen nauwelijks voor als het in kilometers beek wordt uitgedrukt (aangepast maai beheer 0.4%, inbrengen dood hout 0.2%, zand suppleren 0.02%, vermoerassen 0.06%). In totaal is slechts circa 4% van de watergangen op dit moment beschaduw, alhoewel de verschillen tussen beheergebieden/regio's groot zijn; variërend van circa 50% bij WD tot slechts 0.003% bij WBD).

### Algemene doelen

De antwoorden op de algemene doelen bij het uitvoeren van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen zijn samengevat in Tabel 5.1.

**Tabel 5.1.** *Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over doelen per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.1.** *The number of water authorities that within the questions about objectives per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Algemene doelen in relatie tot aangepast beheer en kleinschalige maatregelen</b>	<b>#</b>
<i>Welke wet en regelgeving is van toepassing?</i>	
Flora & Fauna-wet/Wet Natuurbescherming	9
KaderRichtlijn Water	9
Zorgplicht/Leefomgevingsbeheer	5
Waterveiligheid / waterkwantiteit	5
<i>Is er een peilbesluit aanwezig?</i>	
Ja, leidend	9
Nee, maar hydrologie leidend	3
Onbekend	1
<i>Welk doel staat centraal in het beheer en aangepast beheer?</i>	
Kwantiteit is bepalend, KRW en ecologie volgen	8
<i>Welke nevendoelelen tellen ook mee?</i>	
Biodiversiteit	7
Leren van de maatregel	5
Vooraf terrestrische natuur	1
Beekdalbreed inrichten	1
Aquatische waarden	5
Specifieke doelen ontbreken	1
Geen	7
<i>Worden kansen om aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in te zetten benut?</i>	
Nee	6
Aanleg stroken langs de beek	4
Aanplanten bomen	5
Extra grondverwerving	1
Schade afkopen	2
Ad hoc waar mogelijk kansen benutten	8
Alleen in natuurgebieden (incl. EHS)	2

De KRW, de Flora & Fauna wet en eigen doelen vormen meestal de aanleiding om aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in te zetten. De meeste waterschappen geven hierbij 2 of 3 wettelijke doelen aan. Bij bijna de helft van de waterschappen speelt hierbij waterveiligheid en waterkwantiteit een rol.

De rol van de waterkwantiteit komt nog duidelijker naar voren bij de vraag over peilbesluiten. De aan peilbesluiten verbonden peilen zijn bijna altijd leidend bij het uitvoeren van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen. Indien peilbesluiten niet leidend of aanwezig zijn, gelden nog steeds de door het waterschap gehanteerde hydrologische randvoorwaarden waarbinnen de effecten van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen moeten blijven.

Bij de meeste waterschappen is de waterkwantiteit bepalend voor het beheer. De belangrijkste nevensdoelen zijn de KRW, de biodiversiteit, de ecologie en de aquatische waarden voor aangepast beheer en het leren van de toepassing. Bij veel waterschappen spelen echter geen nevensdoelen en staat waterkwantiteit centraal.

In meer dan de helft van de waterschappen worden vaak niet alle kansen benut, ad hoc worden lokaal wel kansen benut, vooral wanneer het mogelijk is om bomen te planten of stroken langs de beek herin te richten.

Geconcludeerd kan worden dat, ondanks de wet- en regelgeving, waterkwantiteit nog steeds de boventoon voert bij het beheer en dat ecologie volgend is op de lokale mogelijkheden.

#### *Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen*

De antwoorden op de algemene vragen over het uitvoeren van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen zijn samengevat in Tabel 5.2.

**Tabel 5.2.** *Het aantal waterschappen dat binnen de algemene vraag over het uitvoeren van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.2.** *The number of water authorities that within the general question on adapted management and small-scale measures per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Algemene trends in het uitvoeren van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen</b>	<b>#</b>
<i>Welke trend is zichtbaar?</i>	
Uitvoeren van aangepast maaibeheer	3
Meer planten laten staan	5
Aangepast maaibeheer is geïmplementeerd in organisatie	5
Uitvoering kleinschalige maatregelen samen met herinrichting	6
Focus op kleinschalig	4
Beekdalbrede benadering	2
Meer vermoerassen	2
Geen of alleen planfase	1
Alleen ad hoc	2
<i>Inbrengen van dood hout</i>	
Ja, in enkele beken	10
Nee	1
<i>Vermoerassen/inunderen van lage delen in het beekdal</i>	
Ja, in enkele beken	7
Mogelijk	1
Nee	3
<i>Zandsuppletie</i>	
Ja, in enkele beken	4
Mogelijk	2
Nee	6
<i>Beschaduwen</i>	
Plaatselijk	5
Zoveel mogelijk	6
<i>Riet laten staan</i>	
Ja	2

Bijna de helft van de waterschappen voeren aangepast maaibeheer uit, laten vegetatie staan en is het aangepast maaibeheer geïmplementeerd in de organisatie. Meer dan de helft van de waterschappen voert kleinschalige maatregelen samen met herinrichting uit. De focus ligt regelmatig op het kleinschalige karakter bij de implementatie.

Bijna alle waterschappen hebben wel een project waar dood hout wordt ingebracht en waar moerasontwikkeling plaatsvindt. Dat bij vermoerassen ook vaak 'nee' wordt geantwoord heeft met de argumentatie te maken: meestal betreft vermoerassen pilotprojecten in natuurgebieden, terwijl het in agrarische gebieden bijvoorbeeld niet bespreekbaar is.

Zandsuppletie vindt minder frequent plaats.

Bij bijna alle waterschappen speelt beschaduwning, al dan niet plaatselijk, een rol.

Twee waterschappen hebben een project waar riet mag blijven staan.

Geconcludeerd kan worden dat alle waterschappen wel in één of meerdere projecten werken met aangepast beheer en kleinschalige maatregelen.

### 5.3.2 Detailvragen aangepast maaibeheer

#### *Discipline-specifieke doelen*

De antwoorden op de detailvragen over discipline-specifieke doelen bij het uitvoeren van aangepast maaibeheer zijn samengevat in Tabel 5.3.

**Tabel 5.3.** *Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over discipline specifieke doelen per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.3.** *The number of water authorities that within the questions on adapted maintenance (mowing management) per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Discipline specifieke doelen (wat moet je doen voor ...)</b>	<b>#</b>
<i>Hydrologie</i>	
Geen specifieke doelen	4
Vasthouden/retentie	5
Aandacht voor het voorkomen van overstromingen	7
<i>Beheer &amp; Onderhoud</i>	
Watergang moet beheerbaar zijn/blijven	8
Plukken laten staan	3
Bos is goed	1
Allen als andere doelen dat toelaten	3
Zorgvuldig maaibeheer	3
<i>Ecologie</i>	
Behalen/behouden biodiversiteit(natuur)/variatie/ecologie	10
Voor vis	6
Voor Flora en fauna(wet) op oevers	4
Ondergeschikt	1
<i>Chemie</i>	
Beschouwd als gegeven maar (nutriënten) vormen een probleem	10
Onbekend	1

Vanuit hydrologisch oogpunt is aangepast maaibeheer nuttig bij het vasthouden van water, maar tegelijk moeten overstromingen worden voorkomen.

Ook de afdelingen beheer en onderhoud stellen de beheerbaarheid van de watergang, 'zorgvuldigheid' en 'alleen als andere functies het toelaten' voorop.

De ecologen stellen de winst voor de biodiversiteit en ecologie voorop en dan vooral met het oog op de visstand. Soms wordt ook de oeverbiodiversiteit voor soorten genoemd, net zoals de flora en fauna in relatie tot de Flora & Faunawet.

De chemici (waterkwaliteitsmedewerkers) zijn vooral bezorgd over de effecten van te hoge voedingsstoffengehalten.

Geconcludeerd kan worden dat aangepast maaibeheer niet voorop staat bij de hydrologen en de beheer- en onderhoudsafdelingen.

#### *Uitvoering*

De antwoorden op de detailvragen over het uitvoeren van aangepast maaibeheer zijn samengevat in Tabel 5.4.

**Tabel 5.4.** *Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over het uitvoeren van aangepast maaibeheer per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.4.** *The number of water authorities that within the questions on the execution of adapted maintenance (mowing management) per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Details over het uitvoeren van aangepast maaibeheer</b>	<b>#</b>
<i>Waarom voert u aangepast maaibeheer uit?</i>	
Flora & Faunawet	8
KRW	9
Provinciale doelen	4
Eigen doelen (biodiversiteit, behoud van soorten)	7
Doelen ontbreken	1
<i>Hoe voert u (aangepast) maaibeheer uit?</i>	
Standaard maaien	9
Handmatig	4
Beheerpakketten	3
Stroombaan maaien	6
Blokken (mozaïek) maaien	7
Alternerend maaien (beide zijden 1xjpr)	4
Alternerend maaien (1-zijde 1xjpr)	8
Alternerend maaien (1x2jpr)	4
Maaifrequentie (<1xper2jpr)	5
<i>Wie beslist of aangepast maaibeheer wordt ingezet?</i>	
Afdeling Beheer & Onderhoud	9
Gebiedsbeheerder	3
Ingelanden (agrariërs) en terreineigenaren en -beheerders	4
Waterschapshydrologen	2
Waterschapsecologen	2
Geautomatiseerd systeem	2
<i>Waar, in welke wateren, wordt aangepast maaibeheer uitgevoerd?</i>	
KRW waterlichamen	7
Wateren met een provinciaal doel	2
Overgedimensioneerde wateren	3
Als kwantiteit het toestaat	5
Flora & Fauna-wet het vereist	4

<b>Details over het uitvoeren van aangepast maaibeheer</b>	<b>#</b>
Niet in natuurwateren	1
In EVZs, EHS-en en Natuurterreinen	5
<i>Wanneer en hoe vaak wordt aangepast maaibeheer uitgevoerd (seizoen / frequentie)?</i>	
1xvj / 2xvj+1xnj	3
<1xpj	3
min 1xpj	5
1-2xpj	3
2xpj	3
>2xpj	3
Afhankelijk van de mogelijkheden	3
Maaiplan of maaikalender	6
<i>Van wie komt het initiatief voor het overgaan tot aangepast maaibeheer?</i>	
Eigen initiatief	7
Initiatief van kennisinstellingen (experimenteel)	5
<i>Hoeveel % aangepast beheer ligt in natuurgebied?</i>	
Alleen in natuurgebied (incl. EVZ)	2
Natuur en Flora & Fauna-wet wateren	2
Onbekend	7
In een enkele beek	3

Legenda: pjr=per jaar, EVZ=Ecologische VerbindingsZone, EHS=Ecologische HoofdStructuur, vj=voorjaar, nj=najaar

De KRW, de Flora & Fauna wet en eigen doelen vormen ook voor het aangepast maaibeheer meestal de aanleiding om met een ander beheer te starten.

In alle waterschappen worden verschillende vormen van standaard en aangepast maaibeheer uitgevoerd, waarbij aangepast maaibeheer, stroombaanmaaien, blokken en alternerend maaien het meest frequent voorkomen.

De beslissing of er wel of niet aangepast maaibeheer wordt ingezet ligt bijna altijd bij de afdeling Beheer & Onderhoud en binnen sommige waterschappen wordt dit in relatie met de ingelanden vastgesteld.

Het uitvoeren van aangepast maaibeheer vindt juist in de KRW-waterlichamen plaats. Overige wateren zijn niet benoemd. Wel is er steeds een vereiste vanuit natuurkwaliteit gerelateerde doelen en bij de helft van de waterschappen mag het de waterkwantiteit niet in de weg staan.

De frequentie van maaien verschilt sterk tussen de watergangen, maar is meestal één- of tweezijdig in het najaar. Vaak wordt een maaiplan of maaikalender (op papier) gevolgd.

Het initiatief voor het overgaan op aangepast maaibeheer komt vaak uit de eigen organisatie, maar wordt ook regelmatig door kennisinstellingen geïnitieerd. De trend om aangepast maaibeheer uit te gaan voeren volgt uit de gedachte 'meer planten laten staan is goed voor de biodiversiteit'.

Het daadwerkelijk implementeren van aangepast maaibeheer is vaak beperkt tot wateren met natuurdoelen.

Geconcludeerd kan worden dat veel waterschappen die aangepast maaibeheer uitvoeren, dit meestal doen in wateren met natuurdoelen. De regie hiervoor ligt bij de afdeling beheer en onderhoud en de ingelanden. De wijze waarop aangepast maaibeheer wordt uitgevoerd verschilt sterk tussen de waterschappen.

### Gebruik van beschikbare kennis

De antwoorden op de vragen over het gebruik van beschikbare kennis en informatie over aangepast maaibeheer zijn samengevat in Tabel 5.5.

**Tabel 5.5.** *Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over het gebruik van beschikbare kennis en informatie over aangepast maaibeheer per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.5.** *The number of water authorities that within the questions on the use of available knowledge and information on adapted maintenance (mowing management) per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Gebruik van beschikbare kennis en informatie</b>	<b>#</b>
<i>Welke onderbouwing ligt ten grondslag aan de keuzes?</i>	
Ecologische kwaliteit	5
Beekdalbrede benadering	1
Geen	7
<i>Welke kennisbronnen worden gebruikt?</i>	
Eigen kennis en inzichten	10
Externe adviseurs	2
Kennisinstellingen	9
Collega waterschappen	5
<i>Wordt de informatie systematisch verzameld?</i>	
Ja	7
Nee	6
<i>Is een plankaart beschikbaar?</i>	
Aanwezig	4
Afwezig	4
Maaikalender	5
Beheerplan/maaiboek	6
Plankaart	5

Het is opvallend dat voor het uitvoeren van aangepast maaibeheer meestal geen onderbouwing is, behalve soms algemene ecologische redeneringen.

Waterschappen gaan bijna altijd uit van eigen kennis en inzichten, maar gebruiken meestal ook kennisinstellingen of regelmatig de kennis van collega-waterschappen.

Vaak wordt informatie/kennis niet systematisch verzameld.

Bij de helft van de waterschappen wordt gebruik gemaakt van een plan in de vorm van een maaikalender, beheerplan, maaiboek of plankaart.

Geconcludeerd kan worden dat niet altijd gebruik wordt gemaakt van beschikbare kennis maar dat wel vaak gebruik gemaakt wordt van kennisinstellingen. Kennis wordt ook niet systematisch verzameld, de uitvoering wordt wel vaker via een plan opgezet.

### Monitoren

De antwoorden op de vragen over het monitoren van aangepast maaibeheer zijn samengevat in Tabel 5.6.



**Tabel 5.6.** Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over het monitoren van aangepast maaibeheer per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.

**Table 5.6.** The number of water authorities that within the questions on monitoring of adapted maintenance (mowing management) per sub-question selected the respective answer(s).

<b>Monitoren</b>	<b>#</b>
<i>Is een monitoringsstrategie beschikbaar?</i>	
Monitoringsstrategie ontbreekt	0
Monitoren volgens KRW	10
Beperkte aanvullende monitoring	10
<i>Hoe wordt monitoring ingevuld?</i>	
Standaard in het KRW meetnet	10
Niet	8
Nauwelijks	2
<i>Hoe wordt de maatregel gevolgd/gemonitord?</i>	
M.b.v. het model maaibos	2
Incidentele maatregel-effect monitoring	8
Alleen vis monitoring	2
Standaard KRW monitoring	6
Niet	3
<i>Verrichten jullie additionele metingen zelf?</i>	
Nee, uitgevoerd door kennisinstellingen	4
Ja, alleen vissen	3
Ja	2
Nee	1
<i>Is het monitoren onderdeel van aangepast beheerplan/herstelplan</i>	
Nee	11
<i>Waarom wordt een bepaalde meetstrategie/parameterkeuze gemaakt?</i>	
Niet aan de orde	10
<i>Vindt adaptief handelen plaats (m.a.w. het handelen wordt steeds aangepast op de verkregen ervaring)?</i>	
Blijft bij pilots	3
Nee	8
<i>Wie voert de additionele/aanvullende (m.a.w. bovenop de reguliere monitoring) monitoring uit?</i>	
Vrijwilligers/studenten	4
Uitbesteding	4
Vindt niet plaats	1
Waterschapslaboratorium	6
In eigen beheer	4

Bijna alle waterschappen monitoren volgens de methoden die zijn voorgeschreven ten behoeve van de KRW. Daarnaast wordt een beperkt aantal aanvullende metingen uitgevoerd.

Deze monitoring wordt uitgevoerd als onderdeel van het standaard KRW-meetnet.

Er vindt wel vaak incidenteel maatregel-effect monitoring plaats, die soms door kennisinstellingen wordt uitgevoerd.

Monitoren vormt geen onderdeel van het beheer- of herstelplan en er wordt geen bepaalde meetstrategie gevolgd en parameterkeuze gemaakt.

Er wordt nauwelijks adaptief gemonitord, m.a.w. dat de monitoring en de daar op volgende handelingen aangepast worden aan de hand van de verkregen resultaten. Monitoren blijft toch bij pilots.

Aanvullende monitoring wordt zowel intern als door externe partijen uitgevoerd.

Geconcludeerd kan worden dat monitoren van aangepast maaibeheer weinig aandacht krijgt en beperkt is tot het inzetten van de KRW-methoden.

#### *Knelpunten bij aangepast (maai)beheer*

De antwoorden op de vragen over knelpunten bij aangepast (maai)beheer zijn samengevat in Tabel 5.7.

**Tabel 5.7.** *Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over knelpunten bij aangepast (maai)beheer per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.7.** *The number of water authorities that within the questions on bottlenecks with adapted maintenance ((mowing) management) per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Knelpunten bij aangepast (maai)beheer</b>	<b>#</b>
<i>Waarom ontbreekt aangepast (maai)beheer (soms/vaak)?</i>	
Functie (agrarisch) is leidend	11
<i>Hoe wordt over het planten van bomen (introduceren beschaduwing) gedacht?</i>	
Ja, bomen toelaten/aanplanten	5
Ja, tenzij agrariër/onderhoud last/hinder ondervinden	6
Nee	2
<i>Treedt verslibbing op?</i>	
Ja, is een probleem	6
Nee, is geen probleem	3
Is niet in beeld	2
<i>Vormen de ingelanden het probleem?</i>	
Uitgangspunt is geen overlast	11
<i>Vormen exoten een probleem?</i>	
Niet benoemd	4
Indien ja, bestrijden	7
<i>Is voldoende ruimte beschikbaar?</i>	
Te weinig ruimte beschikbaar	7
Is niet beschikbaar	4

Omdat de gebruiksfunctie van het omringende land leidend is, ontbreekt meestal aangepast maaibeheer. Bijna de helft van de waterschappen wil bomen langs beken toelaten en eventueel aanplanten, terwijl de anderen daar meer (last en hinder) of minder (afhankelijk van de agrariër) op tegen zijn.

Verslibbing door het laten staan van planten wordt vaak als probleem gezien.

De ingelanden bepalen, er mag geen overlast optreden.

Vaak worden exoten als een probleem gezien en moeten dan bestreden worden.

Ook wordt ruimtetekort vaak genoemd als knelpunt.

Geconcludeerd kan worden dat aangepast beheer alleen mogelijk blijkt te zijn als alle functies het toelaten, omwonenden er mee instemmen en er voldoende ruimte beschikbaar is. Verslibbing en exoten worden als problemen ervaren.

#### *Risico's*

De antwoorden op de vragen over risico's bij aangepast (maai)beheer zijn samengevat in Tabel 5.8. Het meest genoemde risico is dat op schadeclaims door landbouw en bebouwing.

**Tabel 5.8.** *Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over risico's bij aangepast (maai)beheer per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.8.** *The number of water authorities that within the questions on risks with adapted maintenance ((mowing) management) per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Risico's</b>	<b>#</b>
<i>Hoe wordt omgegaan met risico's?</i>	
Spelen op safe, risico's op claims voorkomen	10
Er zijn geen risico's	2
<i>Is er risicobeleid?</i>	
Nee	11

Bijna alle waterschappen spelen op safe en trachten risico's op claims te voorkomen. Waterschappen hebben geen risicobeleid.

### **5.3.3 Rol van de organisatie**

#### *Doelen en visie van het waterschapsbestuur*

De antwoorden op de vragen over doelen en visie van bestuurders, in de meeste gevallen gebaseerd op de antwoorden van de aanwezige individuele bestuurder, over aangepast beheer en kleinschalige maatregelen zijn samengevat in Tabel 5.9.

**Tabel 5.9.** Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over doelen en visie van bestuurders over aangepast beheer en kleinschalige maatregelen per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.

**Table 5.9.** The number of water authorities that within the questions on goals and vision of board members on adapted management and small-scale measures per sub-question selected the respective answer(s).

<b>Bestuur</b>	<b>#</b>
<i>Wat zijn (aspecten van) de doelen van het bestuur/de aanwezige bestuurder?</i>	
Doelen worden gezien als inspanningsverplichting	2
Waterkwantiteit is leidend	2
Landelijke doelen zijn leidend	2
Provincie is leidend bij de doelen	7
Provincie is beperkend voor de doelen	1
KRW stelt de doelen	3
Tevreden ingelanden en positieve uitstraling naar publiek	3
Onbekend (geen bestuurder aanwezig)	1
<i>Wat is de visie van het bestuur/de aanwezige bestuurder?</i>	
Vastgelegd in watersysteemanalyse	5
Geen systeemanalyse maar kaders die omgeving stelt	2
Inzetten op blauwe diensten	1
Beheersbaarheid staat centraal	3
Geen	3
Focus op burgerparticipatie en draagvlak	2
<i>Hoe zijn de lijnen in de organisatie?</i>	
Geen top-down sturing	4
Externe sturing (agrariërs)	2
Geen top-down sturing maar wel interacties	3
Niets	3
<i>Wat wordt echt belangrijk gevonden?</i>	
Doorvoercapaciteit watergangen: Huidige overdimensionering is te klein	3
Huidige overdimensionering is goed	4
Inundaties zijn toegestaan	1
Bouwen met Natuur	2
Onbekend	1
Vernatting	3
Droogte	3
Klimaatverandering	5
<i>Waar staat veiligheid in het waterschapsbeleid?</i>	
Bovenaan	11
Bovenaan maar ook niet altijd en overal.	1
<i>Hoe wordt tegen functie volgt peil aan gekeken?</i>	
Geen beleid	7
<i>Hoe wordt met de omgeving omgegaan?</i>	
In gesprek met voor draagvlak	2
Wordt belangrijk gevonden	6

Voor de waterschapsbestuurders is de provincie leidend en worden de KRW-doelen en de ecologie slechts sporadisch genoemd.

Bij bijna de helft van de bestuurders ligt de visie in de resultaten van de systeemanalyse en wil men soms inzetten op blauwe diensten of op beheersbaarheid.

In meer dan de helft van de waterschappen is geen duidelijke top-down sturing. Soms zijn er wel interacties of zijn agrariërs bepalend.

Overdimensionering van watergangen en doorvoercapaciteit wordt erg belangrijk gevonden.

Er is soms aandacht voor droogte, soms voor vernatting en soms voor klimaatverandering.

Veiligheid staat bij alle bestuurders bovenaan.

Men heeft geen aandacht of beleid voor de ideeën rond 'functie volgt peil'.

Vaak wordt de omgeving wel belangrijk gevonden.

Concluderend blijkt dat waterschapsbestuurders provinciaal beleid volgen met een sterke nadruk op waterkwantiteit en veiligheid en zijn de agrariërs nog steeds primaire actoren.

#### *Processen in de waterschapsorganisatie*

De antwoorden op de vragen over processen in de waterschapsorganisatie t.a.v. aangepast beheer en kleinschalige maatregelen zijn samengevat in Tabel 5.10.

**Tabel 5.10.** *Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over processen in de waterschapsorganisatie t.a.v. aangepast beheer en kleinschalige maatregelen per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.10.** *The number of water authorities that within the questions on organizational processes on adapted management and small-scale measures per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Processen in de waterschapsorganisatie</b>	<b>#</b>
<i>Vindt er terugkoppeling plaats bottom-up in de organisatie?</i>	
Ontbreekt	5
In projectteams	8
<i>Vindt er interactie plaats tussen disciplines?</i>	0
Ontbreekt of te weinig	5
In projectteams/-groepen	5
Via goede onderlinge communicatie	2
<i>Is er in het waterschap sprake van een integrale aanpak?</i>	0
Ontbreekt/voldoende	7
Integraal op kleine schaal	1
Is de basis	3
<i>Wat zijn de relaties tussen beheers- of inrichtingsplan en daadwerkelijke uitvoering?</i>	0
Een-op-een	6
Inrichting wel, beheer niet	2
Pragmatisch	3
Ontbreekt	3
<i>Hoe wordt de omgeving in de planning betrokken?</i>	0
Actief	6
Niet of weinig inzet op betrekken	5
Achteraf informeren	1
<i>Hoe is de samenwerking met de omgeving?</i>	0
Goed met agrariërs	3

Goed met terreinbeheerders	5
<i>Is het waterschap sturend of volgend?</i>	0
Volgt de omgeving/ingelanden/grondeigenaren	11

Vaak wordt in projectteams gewerkt, wat de interactie op de werkvloer inbedt. Toch is in bijna de helft van de waterschappen de mening aanwezig dat de onderlinge interactie onvoldoende is. Ook is vaak een integrale aanpak onvoldoende.

In iets meer dan de helft van de waterschappen is er een één-op-één relatie tussen het beheers- of inrichtingsplan en daadwerkelijke uitvoering.

De omgeving wordt bij de helft van de waterschappen wel en bij de anderen niet betrokken. In bijna de helft van de waterschappen is de samenwerking met terreinbeheerders goed. Het waterschap is altijd volgend op de omgeving, de ingelanden en de grondeigenaren.

Concluderend blijken wel projectteams aan het werk te zijn, maar zijn interacties en integrale aanpak nog maar beperkt aanwezig in de waterschapsorganisatie. De samenwerking met externen is variabel maar de ingelanden zijn sturend.

#### *Innovaties in aangepast beheer en kleinschalige maatregelen*

De antwoorden op de vragen over innovatie van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen zijn samengevat in Tabel 5.11

**Tabel 5.11.** *Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over innovatie van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.*

**Table 5.11.** *The number of water authorities that within the questions on innovation of adapted management and small-scale measures per sub-question selected the respective answer(s).*

<b>Innovatie</b>	<b>#</b>
<i>Vindt innovatie (t.a.v. aangepast beheer en kleinschalige maatregelen) plaats en door wie is dat geïnitieerd?</i>	
Alleen door kennisinstellingen	5
Nee	4
Ja, door eigen organisatie	3
<i>Hoe groot is de ambitie (om te innoveren)?</i>	
Niet aanwezig	3
Enigszins aanwezig	5
Aanwezig	4
Sterk aanwezig	2

Vaak zijn het de kennisinstellingen die innovaties in aangepast beheer en kleinschalige maatregelen initiëren. Waterschappen hebben wel enige tot redelijke ambitie om te innoveren.

#### *Problemen*

De antwoorden op de vragen over problemen t.a.v. aangepast beheer en kleinschalige maatregelen zijn samengevat in Tabel 5.12.

**Tabel 5.12.** Het aantal waterschappen dat binnen de vragen over problemen t.a.v. van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen per deelvraag koos voor het betreffend antwoord.

**Table 5.12.** The number of water authorities that within the questions on problems arising from adapted management and small-scale measures per sub-question selected the respective answer(s).

<b>Problemen ondervonden per discipline</b>	<b>#</b>
<i>In het algemeen ondervonden problemen</i>	0
Met agrariërs	3
Met terreinbeheerders	2
Niet beantwoord	5
<i>Problemen ondervonden door hydrologen t.a.v. beheer en onderhoud</i>	0
Ontbreken van ecologische kennisregels	2
Onvoldoende aandacht voor integrale benaderingen	4
Riet en houtontwikkeling	3
Ontbreken evaluatie van maaibeheer	3
Beheer & Onderhoud krijgen alle problemen toegeschoven	3
Problemen met grensoverschrijdende wateren	2
Weerstand vegetaties moeilijk te modelleren en gevaar voor controleerbaarheid.	4
Geen	1
<i>Problemen ondervonden door beleidsmakers</i>	
Geen eigen beleid	3
KRW is een dwangbuis	2
Ontbreken ruimte in landbouwgebied/grondverwerving	5
<i>Problemen ondervonden door ecologen</i>	
Voedselrijkdom water	5
Terrestrische doelen	2
Huidige kwaliteit is een gegeven	2
Geen of van ondergeschikt belang	4
Te weinig budget	2
Onderhoud NatuurVriendelijke Oevers	4
Plaagkruiden	1

Soms worden problemen ondervonden met agrariërs en soms met terreineigenaren.

De problemen die de hydrologen ondervonden t.a.v. beheer en onderhoud zijn erg variabel, waarbij meer aandacht gevraagd wordt voor integrale benaderingen, gevaren bij het laten dichtgroeien van watergangen, riet- en houtontwikkeling en kennis over aangepast maaibeheer.

Beleidsmakers zien bij bijna de helft van de waterschappen het gebrek aan ruimte als een belangrijk probleem. Soms ontbreekt ook eigen beleid.

Bij bijna de helft van de ecologen staat de eutrofiëring nog steeds op één wat betreft problemen. Ook voelen ze regelmatig binnen de organisatie dat ecologie van ondergeschikt belang is ten opzichte van andere factoren. Concreet is het onderhoud van natuurvriendelijke oevers regelmatig ervaren als een probleem.

Concluderend worden problemen ondervonden met agrariërs, soms met terreineigenaren, het overmatig accent op veiligheid (b.v. de vermeende gevaren bij het laten dichtgroeien van watergangen, riet- en houtontwikkeling), kennis over aangepast maaibeheer, het gebrek aan ruimte en concreet beleid, de voortdurende eutrofiëring en het gevoel van het ondergeschikte belang van de ecologie.

## 5.4 Conclusies

Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen staan vaak in de belangstelling en worden door de waterschappen naar de buitenwereld uitgedragen. Echter, uit het onderzoek blijkt dat deze beheer- en inrichtingsvormen in nog niet 1% van het totaal van 80.000 km watergang worden geïmplementeerd. Meestal betreft het pilotprojecten, waarop blijkbaar nog niet wordt doorgepaktd en bredere uitrol nog niet plaatsvindt.

Aangepast maaibeheer is ten opzichte van regulier maaibeheer en het Flora & Faunawet volgend maaibeheer, de belangrijkste nieuwe maatregel. Het vindt echter slechts in minder dan 0.5% van de watergangen plaats, meestal in wateren met natuurdoelen. Hier zijn verschillende oorzaken voor aan te wijzen, die hieronder worden beschreven.

Alle waterschappen werken wel in één of meerdere projecten met aangepast beheer en kleinschalige maatregelen, maar de waterkwantiteit voert nog steeds de boventoon. Ondanks de verplichtingen vanuit wet- en regelgeving (KRW) is de ecologie nog steeds volgend.

Aangepast maaibeheer staat zeker niet voorop bij waterschapshydrologen en beheer- en onderhoudsafdelingen. De laatsten voeren meestal de regie, samen met de agrarische ingelanden.

Aangepast maaibeheer is alleen daar mogelijk waar functies, omwonenden en ruimte het toelaten. Waterschappen spelen op safe, voeren geen risicobeleid en trachten risico's op claims te voorkomen.

Aangepast maaibeheer is niet altijd gestoeld op beschikbare kennis en kennis wordt ook niet systematisch verzameld, omdat het monitoren weinig aandacht krijgt en beperkt is tot de standaard KRW-methoden in plaats van gericht maatregel-effect relaties te onderzoeken.

Waterschapsbestuurders kiezen ervoor om het provinciaal beleid te volgen met een sterke nadruk op waterkwantiteit en veiligheid. Voor hen zijn de agrariërs nog steeds de primaire actoren.

In waterschapsorganisaties wordt wel met projectteams gewerkt, maar het ontbreekt toch vaak aan echte onderlinge interactie en is een integrale aanpak nog maar beperkt aanwezig. De samenwerking met externen is variabel maar de (agrarische) ingelanden zijn bijna altijd sturend.

Het zijn vaak de kennisinstellingen die innovaties in aangepast beheer en kleinschalige maatregelen initiëren. Waterschappen hebben wel enige tot redelijke ambitie om te innoveren maar het realiseren daarvan blijft vaak achter.

Bij de niet-ecologen staat veiligheid bovenaan en wordt ruimte als probleem gezien. Bij ecologen staat voedselverrijking bovenaan en wordt het ondergeschikt zijn van de ecologie als probleem gezien.

Het beeld ontstaat dat waterschappen als organisatie nog steeds primair voor de agrarische omgeving werken en dat de organisatie uit drie relatief onafhankelijke eenheden bestaat: de disciplines bij de planvorming die wel in projecten samenwerken en los daarvan de beheer en onderhoudsafdelingen die voor de ingelanden praktisch uitvoeren en de bestuurders die focussen op veiligheid en agrarische belangen.





## 6. Perspectieven voor het waterbeheer; optimalisatie van de effectiviteit van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen

De gedachte achter het onderzoek naar aangepast beheer en kleinschalige maatregelen was dat extensiveren van het maaibeheer en het uitvoeren van kleine ingrepen in het systeem, zoals het inbrengen van dood hout, het mogelijk zou maken tegen relatief lage beheerkosten en een geringe inspanning ecologische winst te boeken. Van deze maatregelen is namelijk bekend dat ze effectief kunnen bijdragen aan bijvoorbeeld de biodiversiteit in een beek (Verdonschot et al., 2016).

De randvoorwaarden in de praktijk, oftewel hoe een maatregel precies moet worden uitgevoerd in relatie tot bijvoorbeeld de omvang, de frequentie en het tijdsframe, zijn echter minder duidelijk. Met de serie veldexperimenten aan extensief maaibeheer en het inbrengen van dood hout die in dit onderzoek zijn uitgevoerd is geprobeerd een beter beeld te krijgen van deze randvoorwaarden, zodat de richtlijnen voor effectief en kostenefficiënt kleinschalig beheer en aangepast beheer aangescherpt konden worden.

### 6.1 De positie van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in het beekherstel

Voordat wordt ingegaan op de richtlijnen voor de afzonderlijke maatregelen is het belangrijk eerst te kijken naar de positie die aangepast beheer en kleinschalige maatregelen innemen binnen het beekstelsel en het herstel ervan. Uit het onderzoek komt namelijk duidelijk naar voren dat de ecologische effectiviteit van de onderzochte maatregelen in veel gevallen overschaduwde werd door factoren/stressoren die de trajectschaal waarop het beheer of de maatregelen werden ingezet overstegen.

#### *Factoren die spelen op een groter ruimtelijk schaalniveau sturen de effectiviteit van aangepast beheer en kleinschalige maatregelen*

Onder de hoge druk die stressoren op de schaal van een afwaterings- of zelfs stroomgebied uitoefenden (hydrologische verstoring, morfologische degradatie, eutrofiëring, verslibbing), bleek de toegevoegde waarde van de onderzochte maatregelen op trajectschaal vaak marginaal. Extensiever maaien leidde niet tot grote veranderingen in de macrofauna en vegetatie van de onderzochte landbouwbeken, tenminste niet in termen van winst op het vlak van indicatoren of doelsoorten. Ook bleek dat wanneer herstel al verregaand gerealiseerd was (op grote schaal), het toepassen van kleinschalige maatregelen weinig extra meer opleverde ten opzichte van de controletrajecten, zoals te zien was voor sommige houtinbrengprojecten.

Hieruit kan afgeleid worden dat aangepast beheer en kleinschalige maatregelen niet in isolatie moeten worden uitgevoerd om de ecologische kwaliteit te verbeteren, maar worden gecombineerd met het aanpakken van stressoren op een grotere schaal, spelend op de schaal van het afwateringsgebied of het stroomgebied (Verdonschot & Verdonschot, 2019; Dos Oliviera et al., 2020). Wanneer een kleinschalige maatregel zoals het sparen van de vegetatie of het inbrengen van houtpakketten, wordt toegepast in een beektraject, is het om een optimale effectiviteit te bereiken, dus essentieel eerst de context op een grotere schaal te bekijken; wat speelt er in de beek/het stroomgebied wat betreft knelpunten in de hydrologie, morfologie, landschap, stoffen enzovoorts en wat betekent dit voor de maatregel? Wat kunnen we verwachten aan effecten onder de gegeven randvoorwaarden, ook bijvoorbeeld wat betreft aanwezige indicatoren?

Er is sprake van een sterke hiërarchie tussen factoren die invloed uitoefenen op wat er in een traject speelt. De factoren die spelen op een hoger schaalniveau, op beek- of systeemchaal, bepalen in hoge mate de uiteindelijke effectiviteit van een maatregel die op trajectchaal wordt uitgevoerd. Om deze hiërarchie van factoren in beeld te krijgen is het uitvoeren van systeemanalyses essentieel (bijv. Verdonschot et al., 2015; Besselink et al., 2017). Wanneer deze invloed inzichtelijk wordt gemaakt geeft dit een beeld van wat er te verwachten valt op een specifieke locatie wanneer een bepaalde set aan maatregelen wordt geïmplementeerd en hoe realistisch bepaalde streefbeelden zijn (De Vries et al., 2019). Alleen door het systeem en de knelpunten die er spelen te kennen en inzichtelijk te maken kan een hogere maatregелеffectiviteit bereikt worden.

#### *Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen kunnen de transitie naar natuurlijker functionerende beeksystemen versnellen*

Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen kunnen worden gezien als onderdeel van een bredere ontwikkeling richting systeemherstel en kunnen worden ingezet om de transitie naar natuurlijkere beeksystemen te versnellen; ze werken als een katalysator. Daarom is het *bouwen-met-natuur*-karakter van maatregelen een belangrijk element, zodat de ingreep op termijn opgaat in de natuurlijke processen die zich in een beekstelsysteem afspelen.

Een voorbeeld van het versnellen van een transitie naar een natuurlijker beekstelsysteem is het inbrengen van dood hout in de beek. Deze maatregel bereikt een optimale effectiviteit bij een toepassing in combinatie met de ontwikkeling van een beekbegeleidende bosstrook en het staken van het onderhoud in de watergang. Als de bosopslag op de oevers nog jong is, heeft het actief inbrengen van hout een grote meerwaarde omdat de bosstrook zelf nog niet voldoende hout aanvoert naar de beek. Het ingebrachte hout zorgt direct al voor het genereren van de benodigde substraatvariatie en het vastleggen van organisch materiaal dat nodig is als basis voor de ontwikkeling van een diverse beekgemeenschap. Als de bomen verouderen neemt de natuurlijke toevoer van hout naar de beek steeds verder toe, waardoor het stelsysteem zelf in staat is de processen te reguleren die eerst alleen door het ingebrachte hout gestuurd werden.

Tegelijkertijd zijn en blijven processen die spelen op de hogere schaalniveaus relevant. Zo blijft in het voorbeeld van het inbrengen van hout de hydrologie van het stroomgebied cruciaal, bij een te lage afvoer in droge perioden kan de impact op de beekecologie aanzienlijk zijn. Het hout en het beekbegeleidende bos kunnen tot op zekere hoogte de effecten hiervan mitigeren (schaduw zorgt voor minder snelle uitdroging van het sediment, hout zorgt voor spoelkuilen die langer water bevatten) maar hier zitten grenzen aan wanneer de droogteperiode langer duurt (Verdonschot et al., 2020).

## **6.2 Richtlijnen aangepast maai-beheer**

De onderzoeken laten zien dat ondanks dat het sparen van de vegetatie een relatief eenvoudig in te zetten maatregel is, het optreden van positieve ecologische effecten op de vegetatie en macrofauna niet vanzelfsprekend is en dat deze effecten bestaan uit veranderingen in de abundantie van al aanwezige soorten en niet leiden tot een hogere biodiversiteit. De macrofauna reageert hierbij duidelijk sterker dan de vegetatie op de verandering van het beheer en kan daarmee worden beschouwd als een goede indicator voor de effecten van maaien.

### *Ecologisch effectief maaibeheer in landbouwbeken*

De meest voorkomende vormen van maaibeheer in beken in landbouwgebieden zijn, in volgorde van frequentie van voorkomen (Figuur 6.1):

1. Regulier maaibeheer van het volledige natte profiel en de oever (vanaf onderinsteek tot bovenaan talud), waarbij de hele watergang in één keer gemaaid wordt (frequentie afhankelijk van de functies van de watergang).
2. Aangepast maaibeheer, ook wel ecologisch beheer genoemd, dat verschillende vormen kent:
  - a. Het maaien wordt over beide zijden van de beek gespreid in de tijd, waarbij eerst de ene kant volledig wordt gemaaid en vervolgens later in het jaar de andere kant volledig.
  - b. Alleen de stroombaan (midden natte profiel) wordt gemaaid en de oever wordt gespaard gedurende een bepaald aantal jaren. Eventueel worden droge delen wel gemaaid om boomopslag tegen te gaan. Een alternatieve variant is dat de stroombaan niet in het midden van de watergang ligt maar dat simpelweg één zijde van de watergang niet gemaaid wordt en de andere zijde wel.
  - c. Het alternerend sparen en maaien van blokken vegetatie (oever en natte profiel). Dit wordt ook wel ritsbeheer genoemd, door de gelijkenis met een rits in bovenaanzicht.
3. Tijdelijk niet maaien van de complete watergang, bijvoorbeeld om water langer vast te houden ('groene stuwen').

In dit onderzoek zijn 2b en 2c onderzocht, waarbij het vooral de vraag was hoe dit beheer ecologisch zo optimaal mogelijk kan worden uitgevoerd; met welke maaivorm wordt de grootste ecologische winst geboekt en hoe lang moet de vegetatie gespaard worden voor een optimale effectiviteit?

In het onderzoek hebben we ons gericht op landbouwbeken, waar sprake is van multiple stressoren, waaronder genormaliseerde en gekanaliseerde profielen, intensief agrarisch landgebruik op de aanliggende gronden, eutroof en organisch belast water, niet beschaduwd omdat beekbegeleidende bomen ontbreken en een gereguleerd waterpeil. De resultaten zijn hierdoor van toepassing op het merendeel van de beektrajecten in Nederland die immers vooral in intensief agrarisch gebied liggen.

De vraag is wat de effecten zijn als deze systemen minder onder druk zouden staan, bijvoorbeeld bij een betere waterkwaliteit en lagere sliblast. We verwachten dat de toegevoegde waarde van extensiever maaien dan hoger is omdat er minder negatieve neveneffecten optreden door bijvoorbeeld woekering/dominantie van snelgroeiende soorten en verslibbing. Positieve factoren, zoals het bieden van in de stroming geëxponeerde structuur zouden dan meer naar de voorgrond kunnen treden. De resultaten van dit onderzoek en de beantwoording van de beide vragen voor de condities in landbouwbeken wordt hierna beschreven.

#### *Welke maaivorm en bij welke maaifrequentie worden de grootste ecologische effecten in landbouwbeken behaald?*

Op basis van de macrofauna kan worden gesteld dat zowel één- als tweezijdig sparen leidt tot veranderingen in de levensgemeenschap maar niet tot een vergroting van de biodiversiteit. De resultaten in de Brabantse beken laten zien dat er grotere effecten optreden bij stroombaanmaaien dan bij éézijdig sparen wanneer er 1 jaar wordt gespaard. Wordt de vegetatie 2 jaar gespaard dan is het verschil tussen beide maaivormen veel kleiner, waarbij vooral voor eenzijdig maaien nog veranderingen optreden. Voor de macrofauna geldt echter dat bij 1 jaar sparen de positieve effecten meer dominant zijn (meer kenmerkende en positief dominante KRW-indicatoren en stromingsminnende taxa), terwijl twee jaar sparen een duidelijke toename laat zien van negatieve effecten gerelateerd

aan verslibbing en eutrofiëring, ook in de eenzijdig gemaaide trajecten. Dit zou dus in dit type systemen pleiten voor jaar 1 stroombaanmaaien en in jaar 2 de vegetatie weer volledig te maaien. Ritsbeheer leek geen meerwaarde te hebben voor de macrofauna ten opzichte van aaneengesloten sparen.

Het beeld voor de vegetatie was lastiger te interpreteren, omdat er weinig veranderingen in de samenstelling van de vegetatie optraden, met uitzondering van de Vlier. Gebaseerd op de bevindingen in de Vlier kan worden gesteld dat vooral effecten in het eerste jaar sparen worden waargenomen en dit voor de eenzijdig gespaarde vegetatie groter was dan voor het stroombaanmaaien. Het tweede jaar had ook nog effecten en deze konden met name door ritsbeheer worden versterkt als er kleine tussenruimtes werden gemaaid (6-12m) en er gebruik werd gemaakt van 12 m lange blokken.

Beheren met de nadruk op het versterken van de macrofauna kan dus het beste door de vegetatie tweezijdig 1 jaar te sparen en eventueel, indien noodzakelijk voor de waterafvoer, alleen een stroombaan in het midden van de watergang te maaien. Kan dit niet dan kan met eenzijdig 1 jaar sparen ook een positief effect bereikt worden, al is dit kleiner dan stroombaanmaaien. Voor vegetatie is stroombaanmaaien minder effectief en lijkt het erop dat er beter eenzijdig beheerd kan worden, waarbij door ritsbeheer toe te passen de vegetatie ook 2 jaar kan worden gespaard (of misschien zelfs langer maar dit is niet onderzocht).

Echter, het toepassen van ritsbeheer vraagt een veel grotere inspanning voor de onderhoudsmedewerkers en het is de vraag of dit opweegt tegen de ecologische winst die geboekt wordt. Deze beheersvorm is daarom vooral interessant als er ecologisch waardevolle soorten voorkomen die gebaat zijn bij stromingsluwe omstandigheden. Deze soorten kunnen door deze beheersvorm extra gestimuleerd worden.

Blijft het verschil eenzijdig en tweezijdig niet maaien over, dat qua ecologische effectiviteit contrasteert tussen de macrofauna en de vegetatie. Waarschijnlijk is de oorzaak hiervan de relatief hogere stroomsnelheden die in de middenbaan bij het stroombaanmaaien ontstaan ten opzichte van het eenzijdig niet maaien, waardoor de omstandigheden voor vegetatieontwikkeling minder gunstig worden. Vanuit waterafvoerperspectief geredeneerd zou stroombaanmaaien daarmee de beste keuze zijn.

#### *Hoe kunnen de effecten verder geoptimaliseerd worden?*

Onze inschatting is dat in de bestudeerde beken de positieve effecten van extensiever maaien voor een deel onderdrukt worden door de andere stressoren die spelen in het systeem. Er spelen vijf belangrijke factoren die een relatie hebben met de vegetatieontwikkeling:

**1. Hoge nutriënten- en sliblast.** Eutrofiëring en slibafzetting stimuleren de dominantie van tolerante plantensoorten (Steffen et al., 2013; Wilkes et al., 2019), in dit geval soorten die al dominant waren in de onderzochte trajecten voor de alternatieve maaivormen werden toegepast. Het terugdringen van de belasting van de beeksystemen vanuit diffuse bronnen (uit- en afspoeling vanuit landbouwpercelen) en puntbronnen (overstorten, rioolwaterzuiveringsinstallaties) is een randvoorwaarde voor een meer diverse vegetatie en daarmee het verbeteren van de ecologische kwaliteit.

**2. Gebrek aan stroming.** Te lage afvoeren, overdimensionering van watergangen en de aanwezigheid van stuwen remmen de stroomsnelheid in beken en leiden in het zomerhalfjaar vaak tot periodieke stagnatie. Dit is ongunstig, want in permanent stromende beken vindt minder slibophoping plaats en treden daarmee minder eutrofe condities op. Hoge stroomsnelheden remmen bovendien rechtstreeks de groeisnelheid van de meeste plantensoorten (Verdonschot et al., 2016).

**3. Onnatuurlijk waterpeil.** Natuurlijke peilfluctuaties met een relatief hoge waterstand in het winterhalfjaar en een lagere waterstand in het zomerhalfjaar stimuleren een meer diverse vegetatie omdat dit zorgt transport van zaden en propagulen/plantfragmenten in de winter en voor vestigingsmogelijkheden in de zomer wanneer gedeeltelijke droogval van de oever optreedt.

**4. Laag kolonisatiepotentieel.** Intensief gemaaide trajecten, ook al is het maairegime aangepast, bevatten sterk gehomogeniseerde vegetaties die vaak uit slechts enkele soorten bestaan. Om een meer diverse vegetatie te krijgen moeten er wel populaties van deze soorten in de omgeving aanwezig zijn waarvan zaden of propagulen in de gespaarde trajecten terecht kunnen komen en zich er kunnen vestigen (van Dijk et al., 2014).

**5. Ontbreken van vestigingsruimte voor water- en oeverplanten in de vorm van graduele nat-droog overgangen.** De normprofielen van de onderzochte watergangen zorgen ervoor dat er geen ruimte is voor gradiënten waar zich veel verschillende plantensoorten kunnen vestigen, waardoor de al aanwezige dominante plantensoorten weinig ruimte laten voor andere soorten (Pedersen et al., 2005). Sparen van deze vegetatie leidt in dat geval tot weinig veranderingen omdat er geen vestigingsmogelijkheden zijn voor andere soorten. Pas wanneer niet alleen het maai-beheer wordt aangepast maar ook herprofilering van de oevers plaatsvindt ontstaan meer vestigingsmogelijkheden voor soorten door een toename van het oppervlak nat-droog overgangen. In overgedimensioneerde watergangen kunnen op termijn door kraggevorming in de watergang zelf ook dit type gradiënten ontstaan (droog-nat, hoog-laag), waarin meer soorten zich zouden kunnen vestigen (Verdonschot et al., 2017) mits er geen verslibbing optreedt.

Dat met een extensief maairegime onder minder belaste en voedselarmere omstandigheden, zeer soortenrijke vegetaties en macrofaunalevensgemeenschappen in stand gehouden kunnen worden is bekend voor sloten in de Wieden, waar door de beheerders met maai-frequenties van 1 maal per 3 jaar gewerkt wordt en waarbij de sloten ruimtelijk gefaseerd gemaaid worden (zie kennisblad De ecologische waarde en het beheer van sloten <https://www.veldwerkplaatsen.nl/veldwerkplaats/de-ecologische-waarde-en-het-beheer-van-sloten>). Belangrijk hierbij is dat ondanks de lagere productiviteit van het systeem, nog steeds beheer noodzakelijk is. Het schonen is een gegeven vanwege het optreden van verlanding: dit duurt in een gemiddelde sloot naar schatting in circa 7 jaar (Garms, 1961), wat niet samengaat met een hoge ecologische waarde door het optreden van extremere milieuomstandigheden (ook in de kwalitatief 'betere systemen' treedt op een gegeven moment sterke organische belasting en zuurstofloosheid op).

De cyclische reset die het beheer teweegbrengt is dus simpelweg nodig om een hoge biodiversiteit te handhaven; hoe hoger de productiviteit des te vaker er moet worden gemaaid om de vegetatie terug in de vroege successiestadia te krijgen en dominantie te voorkomen (Verdonschot, 2012; Teurlincx et al., 2018). Deze redentatie past op het beeld van de hier onderzochte beken, waar al negatieve effecten in het tweede jaar werden waargenomen en wordt ook bijvoorbeeld door het onderzoek van Baatrup-Pedersen en Riis (2004) ondersteund, waarbij nog langer sparen (4 jaar) geen toegevoegde waarde had.

**Figuur 6.1.** Schematisch overzicht opties aangepast maaibeheer.  
**Figure 6.1.** Schematic representation extensive mowing options.

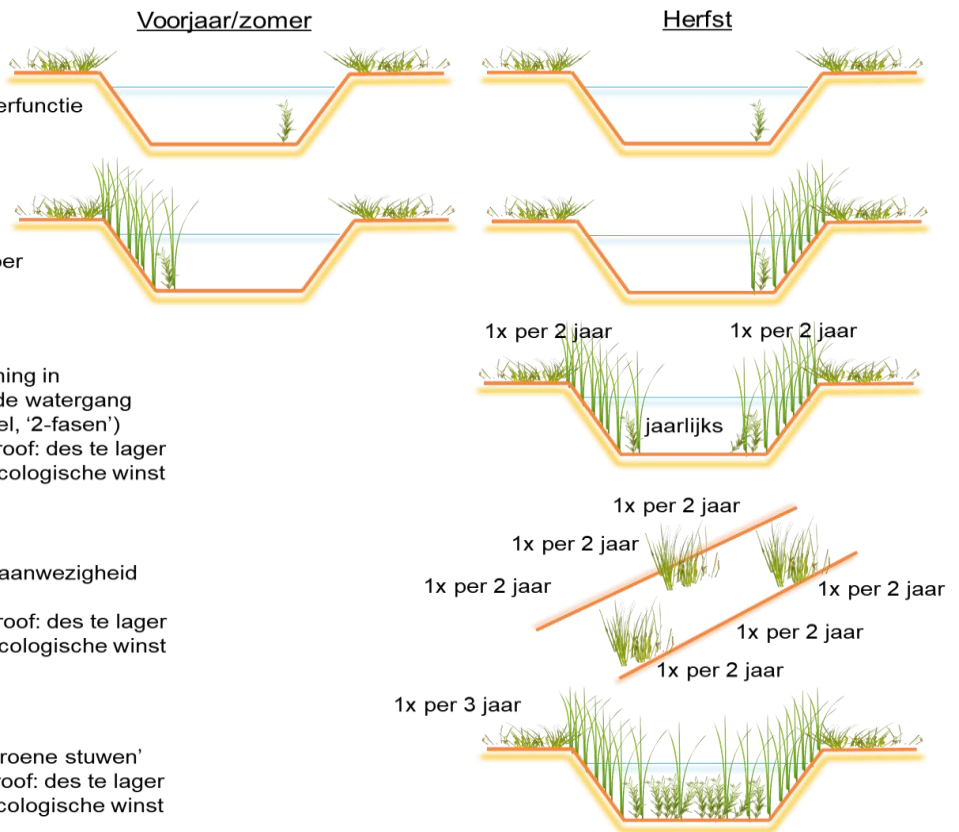
- Het referentiekader (natuurlijke situatie)**
- Natuurlijke laaglandbeken zijn beschaduwd, behalve wanneer het dal zo nat is dat er geen bomen kunnen groeien (bijv. beekdalvenen)
  - Door de beschaduwing is de waterplantenontwikkeling beperkt
  - Het voedingsstoffengehalte is matig (mesotroof)
  - Waterplanten komen verspreid pluksgewijs voor in de watergang
  - In open landschap vormen zich moerasbeken
  - Noch laaglandbeken, noch moerasbeken behoeven onderhoud
  - Beken onderhouden zichzelf tijdens piekafvoeren

- Doelen aangepast maaibeheer**
- Verhogen biodiversiteit en ecologisch functioneren
  - Vergroten habitatheterogeniteit in substraten, diepte, stroomsnelheid
  - Op doorstroomcapaciteit houden van de loop
  - Verminderen van de verstoringfrequentie en –intensiteit
  - Verhogen van stabiliteit milieu-omstandigheden

- Uitgangspunten beek (huidig)**
- Profielen genormaliseerd en gekanaliseerd
  - Aanliggend landgebruik intensief agrarisch
  - Water relatief voedselrijk en organisch belast
  - Onbeschaduwd
  - Waterpeil gereguleerd

- Aanvullende maatregelen**
- Verminderen voedingsstoffen- en slibtoevoer
  - Instellen natuurlijk peil
  - Verbrede oeverzone met geleidelijk nat-droog overgang
  - Voldoende kolonisatiepotentieel flora en fauna

- Regulier maaibeheer**
- Essentiële waterafvoerfunctie
  - Water eutroof
- Alternerend maaien**
- Belangrijke waterafvoer
  - Water eutroof
- Stroombaanmaaien**
- Stimuleren doorstroming in overgedimensioneerde watergang (creëren kleiner profiel, '2-fasen')
  - Water eutroof-mesotroof: des te lager trofie, des te groter ecologische winst
- Blokken-, ritsbeheer**
- Ecologische doelen; aanwezigheid bepaalde soorten
  - Water eutroof-mesotroof: des te lager trofie, des te groter ecologische winst
- Niet maaien**
- Water vasthouden/ 'groene stuwen'
  - Water eutroof-mesotroof: des te lager trofie, des te groter ecologische winst



### *Andere functies van de vegetatie kunnen een reden zijn om langer te sparen*

In dit onderzoek is alleen gekeken naar de effecten op macrofauna en water- en oeverplanten. Andere organismegroepen die voorkomen in de gespaarde beek(oever)vegetatie, bijvoorbeeld water- en moerasvogels en kleine zoogdieren, zouden een andere respons kunnen laten zien dan in deze studie beschreven omdat ze afhankelijk zijn van andere milieufactoren. Vaak zijn de oevers de enige geschikte schuil-, foerageer- en voortplantingsgebieden in intensieve landbouwgebieden.

In het water geldt dat bijvoorbeeld vissen ook anders kunnen reageren op extensief maaien. Nader onderzoek naar de relatie tussen extensiever maaien en andere organismegroepen zou hier meer duidelijk over kunnen verschaffen.

Daarnaast heeft het sparen van de vegetatie ook nog andere functies die positief kunnen doorwerken op het systeem, veelal op een wat grotere schaal, zoals het vasthouden van water 'groene stuwen' en op het 'reinigend' vermogen oftewel de invloed op de nutriëntencycli in de beek van bijvoorbeeld stikstof via opname, vastlegging of omzetting in de vegetatiezomen waarbij juist de vegetatie ervoor zorgt dat het contactoppervlak sterk vergroot wordt en water langer wordt vastgehouden zodat de tijd langer is dat interactie kan plaatsvinden (Goeller et al., 2020). Het waterkwaliteitsonderzoek in hoofdstuk 4 liet echter geen toegevoegde waarde van dit tweede aspect zien bij stroombaanmaaien in de Eefse beek. Mogelijk dat de eutrofe omstandigheden en/of de manier van maaien hierbij een rol hebben gespeeld.

Deze aspecten moeten naast de biodiversiteit ook in het achterhoofd worden gehouden bij de afweging om wel of niet te maaien. Hierbij kan worden gedacht aan een differentiatie van functies binnen een stroomgebied, waarbij in trajecten waar weinig kansen liggen voor een verbetering van de ecologische kwaliteit juist op dit type aspecten gestuurd wordt.

## **6.3 Richtlijnen inbrengen hout**

Op basis van de drie onderzoeken naar het inbrengen van houtpakketten kan worden geconcludeerd dat het inbrengen van hout positieve effecten heeft op de macrofauna, waaronder een aantal kenmerkende en positief dominante taxa voor laaglandbeken.

### *Hoe kan hout worden ingebracht?*

De belangrijkste varianten die kunnen worden toegepast zijn:

1. Stobben in de oever (ook wel kribben genoemd); onder andere geschikt voor situaties waar de stroomdraad vrij moet blijven (o.a. bij recreatief medegebruik). Ook kunnen er lokale versmallingen van de beek of twee-fasenprofielen met gecreëerd worden, omdat zich vaak achter de stobbe sediment ophoopt.
2. Configuraties van losse boomstammen; op plekken waar vanwege bijvoorbeeld de afvoerfunctie niet een sterke ophoping van organisch materiaal in het houtpakket kan plaatsvinden. Kan ook worden toegepast als bodemdrempel om de beekbodem te verhogen.
3. Vlechtwerken of pakketten van takken en stammen. De meest natuurlijke variant met een hoge complexiteit en daarmee habitatdifferentiatie en sterk vermogen om organisch materiaal in te vangen. Wanneer een groot deel van de waterkolom met hout wordt gevuld, kan deze configuratie ook worden ingezet om de waterretentiecapaciteit van een traject te verhogen.

Andere vormen van hout in beken zijn beschoeiingen en bodemdrempels. Meer informatie en een gedetailleerde beschrijving van deze typen is te vinden in Verdonschot et al. (2016). In Tabel 6.1 en Figuur 6.2 worden enkele functies en eigenschappen van de verschillende toepassingen gegeven. Figuur 6.3 geeft het referentiekader en de doelen voor houtinbrengprojecten.



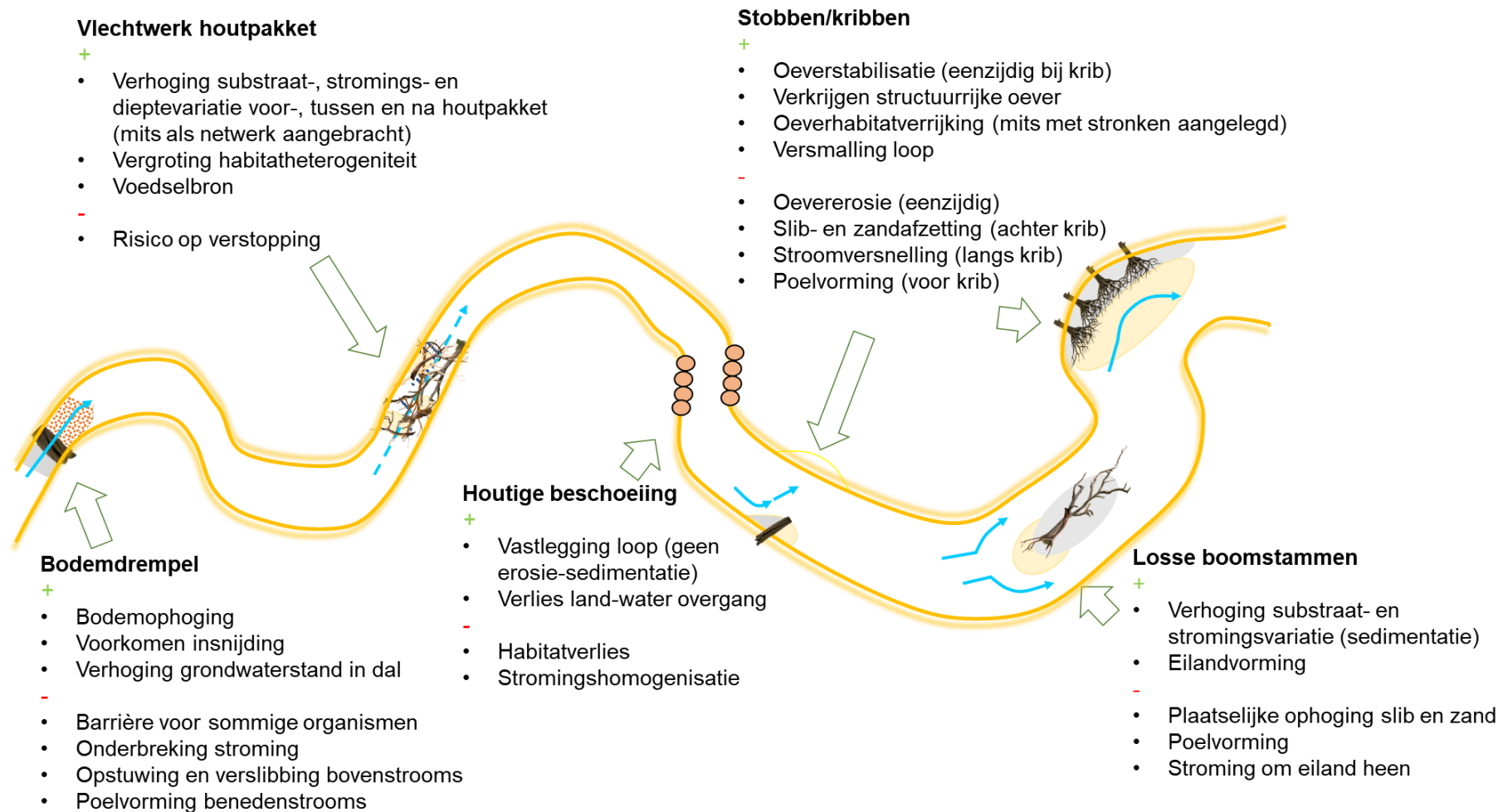
De hoeveelheid hout die kan worden ingebracht kan worden afgeleid van de situatie onder natuurlijke omstandigheden. In laaglandbeken die vrijwel ongestoord zijn in een beboste omgeving komt hout veel voor (Figuur 6.3). Het aandeel hout benadert er zo'n 25% van de totale substraatbedekking, met daarbij nog veel additioneel organisch materiaal in de vorm van ingevangen detritus (Anderson en Sedell, 1979; Verdonschot, 1995).

**Tabel 6.1.** *Functies en eigenschappen van hout-toepassingen in laaglandbeken.*

**Table 6.1.** *Functions and characteristics of woody structures in lowland streams.*

Toepassing	Functies en eigenschappen				
	Bodem-ophoging	Oever-bescherming	Vorm-variantie	Habitat-heterogeniteit	Biodiversiteit
Beschoeiing	Nee	Ja	Nee	Nee	Gering
Bodemdrempel	Ja (snel)	Nee	Nee	Nee	Gering
Stobben	Ja (buitenbocht)	Ja	Ja	Ja (lokaal)	Positief
Losse stammen	Ja (plaatselijk)	Nee	Ja	Ja (lokaal)	Positief
Vlechtwerken/pakketten	Ja	Nee	Ja (sterk)	Ja	Positief

Het onderzoek liet zien dat het type houtpakket voor de meeste taxa van ondergeschikt belang was. Meestal bleek de relatie met het hout indirect en lijkt met name gebaseerd op het bieden van een stabiele structuur in de beek waarop deze dieren kunnen leven. Deze bevinding is gunstig voor een grootschaligere toepassing van dood hout in de Nederlandse laaglandbeken. Het biedt namelijk mogelijkheden voor de aanleg van houtpakketten in beektrajecten waar de ruimte voor hout in de beek beperkt is door andere functies, zoals kanovaart of de waterafvoerfunctie.

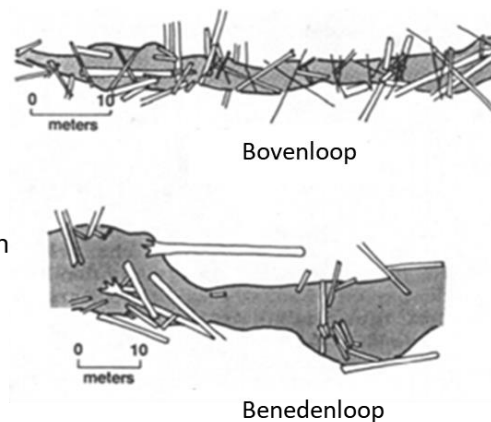


**Figuur 6.2.** Positieve en negatieve aspecten morfologie, hydrologie en biologie van verschillende toepassingen van hout in laaglandbeken.

**Figure 6.2.** Positive and negative aspects of morphological, hydrological and biological aspects of wood applications in lowland streams.

### Het referentiekader

- In natuurlijke beken ligt veel hout
- Het hout is verspreid over de bedding
- Rondom hout is een grote substraatvariatie aanwezig
- Hout geeft veel stromingsvariatie
- In meer open landschap is hout aanwezig als gevolg van transport van bovenstrooms
- In de bovenloop ligt meer hout dan in de benedenloop
- Houtstructuren in de benedenloop liggen vooral aan de oever



### Doelen inbrengen dood hout en takken

- Verhogen biodiversiteit en ecologisch functioneren
- Vergroten habitatheterogeniteit in substraten, diepte, stroomsnelheid
- Om de bodem te verhogen (i.c.m.zandsuppletie)
- Beïnvloeden loop door vastleggen of juist verleggen
- Retentie van water (vertraagde afvoer) en substraat (slibinvang)

**Figuur 6.3.** Referentiekader en doel van het inbrengen van dood hout in laaglandbeken.

**Figure 6.3.** Frame of reference and aims the restoration measure addition of large wood (CWD) in lowland streams.

## 7. Literatuur

- Anderson, N.H., Sedell, J.R. (1979). Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology* 24: 351-377.
- Anderson, N.H., Sedell, J.R., Roberts, L.M., Triska, F.J. (1978). The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *The American Midland Naturalist* 100: 64-82.
- Baatrup-Pedersen, A., Riis, T. (2004). Impacts of different weed cutting practices on macrophyte species diversity and composition in a Danish stream. *River Research and Applications* 20: 103-114.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Riis, T. (2003). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams – influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia* 495, 171-179.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S.E., Riis, T. (2002). Long-term effects of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. *Hydrobiologia* 481, 33-45.
- Bal, K., Meire, P. (2009). The Influence of Macrophyte Cutting on the Hydraulic Resistance of Lowland Rivers. *Journal of Aquatic Plant Management* 47, 65-68.
- Baptist, M. J. (2005). Modelling floodplain biogeomorphology. Technische Universiteit Delft (The Netherlands). Publisher: Delft University Press, PO Box 98, 2600 MG Delft, The Netherlands.
- Beltman, B. (1987). Effects of weed control on species composition of aquatic plants and bank plants and macrofauna in ditches. *Hydrobiological bulletin* 21:171-179.
- Benke, A. C., J. B. Wallace. (2003). Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. P. 149–177 in S. V. Gregory, K. L. Boyer, and A. M. Gurnell (eds.). *The ecology and management of wood in world rivers*. American Fisheries Society, Symposium 37, Bethesda, Maryland
- Besselink, D., Logemann, D., van de Werfhorst, H., Jansen, A., Reeze, B. (2017). Handboek ecohydrologische systeemanalyse beekdallandschappen. STOWA rapport 2017-05, STOWA, Amersfoort.
- Dahl, J., Greenberg, L. (2003). Effects of habitat structure on habitat use by *Gammarus pulex* in artificial streams. *Freshwater Biology* 36:487-495.
- De Brouwer, J.H.F., Verdonschot, P.F.M., Eekhout, J.P.C., Verdonschot, R.C.M. (2020). Macroinvertebrate taxonomic and trait-based responses to large wood re-introduction in lowland streams. *Freshwater Science* 39: 693-703.
- De Brouwer, J.H.F. (2020). Spatiotemporal Heterogeneity in Lowland Streams. A benthic macroinvertebrate perspective. PhD thesis Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- De Vries, J., Kraak, M.H.S., Verdonschot, R.C.M., Verdonschot, P.F.M. (2019). Quantifying cumulative stress acting on macroinvertebrate assemblages in lowland streams. *Science of the Total Environment* 694:133630
- Didderen, K., Verdonschot, R.C.M., Verdonschot, P.F.M. (2008). Herstel Jufferbeek door houtinbreng. Alterra rapport 1737. Alterra, Wageningen.
- Diez, J., Elozegi, A., Chauvet, E., Pozo, J. (2002). Breakdown of wood in the Agüera stream. *Freshwater Biology* 47: 2205-2215.
- Dos Reis Oliveira, P.C., Van der Geest, H.G., Kraak, M.H.S., Westveer, J.J., Verdonschot, R.C.M., Verdonschot P.F.M. (2020). 40 years of stream restoration: lessons learned and future perspectives. *Journal of Environmental Management* 264: 110417.
- Dufrêne, M., Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366
- Findlay, S.E.G., Sinsabaugh, R.L. (2003). *Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter*. San Diego, California; London, UK: Academic Press.
- Garms, R. (1961). Biozönotische Untersuchungen an Entwässerungsgräben in Flußmarschen des Elbe-Aestuars. *Archiv für Hydrobiologie* 26: 344-462.
- Gerhard, M., Reich, M. (2000). Restoration of streams with large wood: Effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. *International Review of Hydrobiology* 85:123–137.
- Goeller, B.C., Febria, C.M., McKergow, L.A., Harding, J.S., Matheson, F.E., Tanner, C.C., McIntosh, A.R. (2020). Combining tools from edge-of-field to in-stream to attenuate reactive nitrogen along small agricultural waterways. *Water* 12: doi:10.3390/w12020383.
- Grabowski, R. C., A. M. Gurnell, L. Burgess-Gamble, J. England, D. Holland, M. J. Klaar, I. Morrissey, C. Uttley, Wharton, G. (2019). The current state of the use of large wood in river restoration and management. *Water and Environment Journal* 33:366–377.
- Gurnell, A.M., van Oosterhout, M.P., de Vlieger, B., Goodson, J.M. (2006). Reach-scale interactions between aquatic plants and physical habitat: River Frome, Dorset *River Research and Applications*, 22:667-680.

- Hendriks, P., Schollema P.-P., Pot, R., Ottens, H.-J., Querner, E., Verdonschot, R. (2016). Ruimte voor natuur bij onderhoud aan watergangen. H2O online 16 februari 2016.
- Hofstra, R. (2014). Project "Beek op peil" Effecten van inbreng van bomen en open dammen in het Gasterensche Diep. DLG, Groningen.
- Jones, J.I., Collins, A.L., Naden, P.S., Sear, D.A. (2012). The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *River Research and Applications* 28(7), 1006-1018. doi: 10.1002/rra.1486.
- Jones, J.B. (1997). Benthic organic matter storage in streams: Influence of detrital import and export, retention mechanisms, and climate. *Journal of the North American Benthological Society* 16:109-119.
- Kail, J., Brabec, K., Poppe, M., Januschke, K. (2015). The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: a meta-analysis. *Ecological Indicators* 58: 311-321.
- Kail, J., D. Hering, S. Muhar, M. Gerhard, Preis, S. (2007). The use of large wood in stream restoration: Experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology* 44:1145-1155.
- Leps, M., Tonkin. J.D., Dahm, V., Haase, P., Sundermann, A. (2015). Disentangling environmental drivers of benthic invertebrate assemblages: The role of spatial scale and riverscape heterogeneity in a multiple stressor environment. *Science of The Total Environment* 536: 546-556.
- Molokwu, N.D., Vaz, P.G., Bradshaw, T., Blake, A., Hennessey, C., Merten, E. (2014). Effects of substrate on the benthic macroinvertebrate community: An experimental approach. *Ecological Engineering* 73: 109-114.
- Osenberg, C.W., Sarnelle, O., Cooper, S.D. (1997). Effect size in ecological experiments: the application of biological models in meta-analysis. *American Naturalist* 150: 799-812.
- Parkhill, K.L., Gulliver, J.S. (2002). Effect of inorganic sediment on whole-stream productivity. *Hydrobiologia* 472: 5-17.
- Peeters, E.T.H.M., Veraart, A.J., Verdonschot, R.C.M., van Zuidam, J.P., de Klein, J.J.M., Verdonschot, P.F.M. (2014). Sloten; ecologisch functioneren en beheer. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Pedersen, T.C.M., Baattrup-Pedersen, A., Madsen, T.V. (2005). Effects of stream restoration and management on plant communities in lowland streams. *Freshwater Biology* 51: 161-179.
- Johnson, L. B., D. H. Breneman, Richards, C. (2003). Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. *River Research and Applications* 19:199-218.
- Moller Pillot, H.K.M. (2014). Chironomidae larvae of the Netherlands and adjacent lowlands. *Biology and Ecology of the aquatic Orthoclaadiinae*. KNNV Publishing Zeist.
- Nijboer, R. (2000). Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 6, sloten. Rapport EC-LNV nr. AS-06, Wageningen.
- Roni, P., T. Beechie, G. Pess, Hanson, K. (2015). Wood placement in river restoration: Fact, fiction, and future direction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 466-478.
- Rúfusová, A., Beracko, P., Bulánková, E. (eds.) (2017). *Benthic invertebrates and their habitats*. Comenius University, Bratislava.
- Scealy, J.A., Mika, S.J., Boulton, A.J. (2007). Aquatic macroinvertebrate communities on wood in an Australian lowland river: Experimental assessment of the interactions of habitat, substrate complexity and retained organic matter. *Marine and Freshwater Research* 58: 153-165.
- Spänhoff, B., Schulte, U., Alecke, C., Kasechek, N., Meyer, E. (2003). Mouthparts, gut contents, and retreat-construction by the wood-dwelling larvae of *Lype phaeopa* (Trichoptera: Psychomyiidae). *European Journal of Entomology* 100:563-570
- Steffen, K., Becker, T., Herr, W., Leuschner, C. (2013). Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. *Hydrobiologia* 713: 1-17.
- Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Griffiths, N.A., Entekin, S.A., Stephen., M.L. (2010). A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29:118-146.
- Teurlincx, S., Verhofstad, M.J.J.M., Bakker, E.S., Declerck, S.A.J. (2018). Managing successional stage heterogeneity to maximize landscape-wide biodiversity of aquatic vegetation in ditch networks. *Frontiers in Plant Science* 9:1013.
- Twisk, W., Noordervliet, M.A.W., ter Keurs, W.J. (2000). Effects of ditch management on caddisfly, dragonfly and amphibian larvae in intensively farmed peat areas. *Aquatic Ecology* 34: 397-411.

- Van Dijk, W.F.A., van Ruijven, J., Berendse, F., de Snoo, G.R. (2014). The effectiveness of ditch banks as dispersal corridor for plants in agricultural landscapes depends on species' dispersal traits. *Biological Conservation* 171:91-98.
- Van der Molen, D.T., Pot, R., Evers, C.H.M., van Herpen, F.C.J., van Nieuwerburgh L.L.J. (2018). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027. STOWA rapport 2018-49. STOWA, Amersfoort.
- Verberk, W.C.E.P., Verdonschot, P.F.M., Haaren, T. van, Maanen, B. van (2012). Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. WEW Themanummer 23. Van de Garde-Jémé, Eindhoven
- 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, P.F.M., Verdonschot, R.C.M., Besse-Lototskaya, A (2015). ESF stromende wateren en stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse. H2O online 27 augustus 2015.
- Verdonschot, P., Besse, A., De Brouwer, J., Eekhout, J., Fraaije, R. (2012). Beekdalbreed hermeanderen. STOWA rapport 2012-36, STOWA, Amersfoort.
- Verdonschot, P., Lengkeek, W. (2006). Habitat preferences of selected indicators. Deliverable No. 92. Project GOCE-CT-2003-505540 Euro-Limpacs.
- Verdonschot, P.F.M. (1995). Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, STOWA 95-03.
- Verdonschot, P.F.M. (1991). Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Provincie Overijssel/Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Verdonschot, R., Verdonschot, P., Knol, B., Schmidt, G., Scheepens, M., Brugmans, B., van Beers P., Lensen, J. (2020). Effecten van de droge zomer van 2018 op de macrofauna in laaglandbeken. H2O 3 juni 2020.
- Verdonschot R.C.M., Verdonschot P.F.M. (2019). Icoonprojecten waterkwaliteit. Bouwstenen voor iconprojecten in overige wateren. Notitie Zoetwaterecosystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen UR, Wageningen.
- Verdonschot, R., van der Meer, T., Verdonschot, P. (2019). Herintroductie van macrofauna: een haalbare kaart? *Vakblad Natuur Bos Landschap* 151: 23-25.
- Verdonschot, R.C.M., Brugmans, B.T.M.J., Veldhuis, M., Verdonschot, P.F.M. (2018). Beekherstel door kleinschalige maatregelen. *Landschap* 35: 51-57.
- Verdonschot, R., Brugmans, B., Kits, M., Moeleker, M. (2017). Effect van stroombaanmaaien op de ecologische kwaliteit van de Lage Raam: een verkennend onderzoek. H2O online 12-9-2017.
- Verdonschot, R., Brugmans, B., Moeleker, M., Verdonschot, P. (2016). Evaluatie van de ecologische effectiviteit van de houtconstructies in de Snelle Loop. H2O online 27 juli 2016, 8p.
- Verdonschot, R.C.M. (2012). Drainage ditches, biodiversity hotspots for aquatic invertebrates. Defining and assessing the ecological status of a man-made ecosystem based on macroinvertebrates. *Alterra Scientific Contributions* 40, Wageningen.
- Verdonschot, R.C.M., Didderen, K., Verdonschot, P.F.M. (2012). Importance of habitat structure as a determinant of the taxonomic and functional composition of lentic macroinvertebrate assemblages. *Limnologica* 42: 31-42.
- Vowles, A.S., Kemp, P.S. (2019). The importance of seasonal macrophyte cover for the behaviour and performance of brown trout (*Salmo trutta*) in a groundwater-fed river. *Freshwater Biology* 64(10), 1787-1796. doi: 10.1111/fwb.13370.
- Ward-Campbell, B., Cottenie, K., Mandrak, N., McLaughlin, R. (2017). Maintenance of agricultural drains alters physical habitat, but not macroinvertebrate assemblages exploited by fishes. *Journal of Environmental Management* 203: 29-39.
- Ward, G.M., Cummins, K.W. (1979). Effects of food quality on growth of a stream detritivore, *Paratendipes albimanus* (Meigen) (Diptera: Chironomidae). *Ecology* 60: 57-64.
- Webster, J.R., Benfield, E.F., Ehrman, T.P., Schaeffer, M.A., Tank, J.L., Hutchens, J.J., D'Angelo, D.J. (1999). What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology* 41: 687-705.
- Westveer, J.J. (2018). Go with the flow: Unravelling the ecological mechanisms of dispersal and colonization by aquatic macroinvertebrates in restored lowland streams. PhD thesis Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Wilkes, M.A., Gittins, J.R., Mathers, K.L., Mason, R., Casas-Mulet, R., Vanzo, D., Mckenzie1, M., Murray-Bligh, J., England, J., Gurnell, A., Jones, J.I. (2019). Physical and biological controls on fine sediment transport and storage in rivers. *WIREs Water* 6:e1331.
- Wolters, J.-W., Verdonschot, R.C.M., Schoelynck, J., Verdonschot, P.F.M., Meire, P. (2018). The role of macrophyte structural complexity and water flow velocity in determining the

- epiphytic macroinvertebrate community composition in a lowland stream. *Hydrobiologia* 806: 157-173.
- Yahel, G., Yahel, R., Katz, T., Lazar, B., Herut, B., Tunnicliffe, V. (2008). Fish activity: a major mechanism for sediment resuspension and organic matter remineralization in coastal marine sediments. *Marine Ecology Progress Series* 372, 195-209.
- Zawal, A., Śmietana, P., Stępień, E., Pešić, V., Kłosowska, M., Michoński, G., Bańkowska, A., Dąbkowski, P., Stryjecki, R. (2015). Habitat comparison of *Mideopsis orbicularis* (O. F. Müller, 1776) and *M. crassipes* Soar, 1904 (Acari: Hydrachnidia) in the Krapiel River. *Belgian journal of zoology* 145: 94-101.

## Bijlage 1 Macrofauna stroombaanmaaien

Absolute scores en Osenberg response ratio ( $r_m$ ) voor de onderzochte macrofaunaparameters in stroombaanmaaien (stb) en regulier gemaaide (reg) trajecten in jaar 1 (j1) en jaar 2 (j2).

Parameter/beek		Lraam_j1	OudLeij_j1	OudLeij_j2	Vlier_j1	Vlier_j2	GrAa_j1	GrAa_j2	Gbeer_j1	Gbeer_j2	Wgrift_j1	Wgrift_j2	RuiAa_j1	RuiAa_j2	Itterbeek_j1	Spikbeek_j1	Geelebeek_j1	Eefsebeek_j1	Eefsebeek_j2
Tot_taxa	stb	66	67	33	82	88	56	32	55	51	63	123	85	107	38	91	85	65	112
	reg	39	49	40	52	57	61	34	21	55	65	68	65	105	67	81	91	57	66
	rm	0.5	0.3	-0.2	0.4	0.4	-0.1	-0.1	0.9	-0.1	0	0.6	0.3	0	-0.6	0.1	-0.1	0.1	0.5
Tot_abun	stb	1388	454	474	670	610.7	507.4	1409	897.8	1442.8	696	2034	1262	728	583	2717	797	438	1162
	reg	887	481	337.2	246	386	340.4	492	287	1249	595	474	921	667	581	1703	1030	451	460
	rm	0.4	-0.1	0.3	1	0.5	0.4	1.1	1.1	0.1	0.2	1.5	0.3	0.1	0	0.5	-0.3	0	0.9
R456_taxa	stb	2	9	6	17	9	12	10	11	8	3	20	6	3	2	1	5	4	4
	reg	2	7	5	10	9	14	9	1	9	6	3	3	5	3	2	7	4	3
	rm	0	0.2	0.2	0.5	0	-0.1	0.1	1.8	-0.1	-0.6	1.7	0.6	-0.4	-0.3	-0.4	-0.3	0	0.2
R456_abun	stb	535.9	104	265	99.1	39.7	123	1283	33	25	18	103	10	19	5	1	41	4	12
	reg	266.2	45.3	101	30	17.3	71.1	344	0	644	11	3	4	15	7	2	73	49	17
	rm	0.7	0.8	1	1.2	0.8	0.5	1.3	3.5	-3.2	0.5	3.3	0.8	0.2	-0.3	-0.4	-0.6	-2.3	-0.3
R1920_taxa	stb	10	15	7	23	17	12	10	12	8	9	29	7	14	4	7	11	9	21
	reg	5	9	8	13	12	17	10	2	10	15	8	7	14	7	11	14	7	6
	rm	0.6	0.5	-0.1	0.5	0.3	-0.3	0	1.5	-0.2	-0.5	1.2	0	0	-0.5	-0.4	-0.2	0.2	1.1
R1920_abun	stb	549.9	107.7	269	128.3	72	137	1272	39	53	111	171	17	39	8	35	87	9	78
	reg	269.2	40.4	104.3	56	26.6	61.6	339	5	36	72	45	10	38	31	36	130	53	20



Parameter/beek		Lraam_j1	OudLeij_j1	OudLeij_j2	Vlier_j1	Vlier_j2	GrAa_j1	GrAa_j2	Gbeer_j1	Gbeer_j2	Wgrift_j1	Wgrift_j2	RuiAa_j1	RuiAa_j2	Itterbeek_j1	Spikbeek_j1	Geelebeek_j1	Eefsebeek_j1	Eefsebeek_j2
	rm	0.7	1	0.9	0.8	1	0.8	1.3	1.9	0.4	0.4	1.3	0.5	0	-1.3	0	-0.4	-1.7	1.3
Sapr_taxa	stb	13.0	15.0	8.0	8.0	12.0	8.0	5.0	13.0	10.0	18.0	16.0	10.0	16.0	6.0	22.0	8.0	11.0	13.0
	reg	3.0	10.0	2.0	7.0	9.0	12.0	4.0	4.0	11.0	12.0	11.0	10.0	15.0	11.0	20.0	12.0	12.0	7.0
	rm	1.3	0.4	1.1	0.1	0.3	-0.4	0.2	1.0	-0.1	0.4	0.3	0.0	0.1	-0.5	0.1	-0.4	-0.1	0.6
Sapr_abun	stb	277.3	119.0	109.0	44.0	97.2	156.7	75.0	723.8	1139.2	77.0	391.0	516.0	220.0	347.0	155.0	161.0	129.0	62.0
	reg	143.0	57.0	5.0	8.0	27.0	142.8	74.0	220.0	393.0	159.0	56.0	426.0	228.0	164.0	138.0	146.0	210.0	117.0
	rm	0.7	0.7	2.9	1.6	1.3	0.1	0.0	1.2	1.1	-0.7	1.9	0.2	0.0	0.7	0.1	0.1	-0.5	-0.6
Eutr_taxa	stb	42.0	35.0	16.0	58.0	57.0	41.0	22.0	36.0	27.0	47.0	72.0	55.0	70.0	23.0	55.0	52.0	47.0	70.0
	reg	24.0	27.0	15.0	34.0	38.0	42.0	21.0	11.0	30.0	42.0	42.0	41.0	68.0	37.0	49.0	57.0	37.0	35.0
	rm	0.5	0.3	0.1	0.5	0.4	0.0	0.0	1.1	-0.1	0.1	0.5	0.3	0.0	-0.5	0.1	-0.1	0.2	0.7
Eutr_abun	stb	1231.3	240.9	386.0	571.2	382.2	365.6	1366.0	824.8	1300.8	507.0	1621.0	1141.0	534.0	399.0	2439.0	630.0	349.0	733.0
	reg	623.1	250.7	122.3	204.0	326.0	284.3	428.0	242.0	1112.0	345.0	396.0	857.0	533.0	345.0	1371.0	799.0	392.0	328.0
	rm	0.7	0.0	1.1	1.0	0.2	0.3	1.2	1.2	0.2	0.4	1.4	0.3	0.0	0.1	0.6	-0.2	-0.1	0.8
Stil_taxa	stb	14.0	7.0	2.0	16.0	16.0	5.0	0.0	6.0	5.0	15.0	21.0	25.0	34.0	7.0	20.0	22.0	21.0	38.0
	reg	7.0	7.0	3.0	9.0	8.0	9.0	3.0	3.0	11.0	13.0	15.0	16.0	32.0	17.0	18.0	21.0	11.0	13.0
	rm	0.6	0.0	-0.3	0.5	0.6	-0.5	-1.4	0.6	-0.7	0.1	0.3	0.4	0.1	-0.8	0.1	0.0	0.6	1.0
Stil_abun	stb	65.0	10.0	7.0	38.1	88.5	12.0	0.0	38.0	79.0	115.0	187.0	353.0	150.0	13.0	151.0	112.0	74.0	130.0
	reg	13.1	15.1	8.3	23.0	23.8	25.2	4.0	15.0	67.0	79.0	144.0	104.0	137.0	140.0	119.0	134.0	46.0	88.0
	rm	1.5	-0.4	-0.2	0.5	1.3	-0.7	-1.6	0.9	0.2	0.4	0.3	1.2	0.1	-2.3	0.2	-0.2	0.5	0.4
Stro_taxa	stb	3.0	5.0	4.0	2.0	4.0	5.0	2.0	4.0	2.0	4.0	9.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	2.0	0.0
	reg	1.0	4.0	2.0	1.0	1.0	6.0	2.0	0.0	3.0	5.0	2.0	1.0	1.0	0.0	1.0	3.0	2.0	1.0
	rm	0.7	0.2	0.5	0.4	0.9	-0.2	0.0	1.6	-0.3	-0.2	1.2	-0.7	-0.7	0.0	-0.7	-0.7	0.0	-0.7
Stro_abun	stb	556.6	77.0	313.0	26.0	12.2	39.0	1230.0	13.0	2.0	38.0	355.0	0.0	0.0	0.0	0.0	14.0	2.0	0.0

Parameter/beek		Lraam_j1	OudLeij_j1	OudLeij_j2	Vlier_j1	Vlier_j2	GrAa_j1	GrAa_j2	Gbeer_j1	Gbeer_j2	Wgrift_j1	Wgrift_j2	RuiAa_j1	RuiAa_j2	Itterbeek_j1	Spikbeek_j1	Geelebeek_j1	Eefsebeek_j1	Eefsebeek_j2
	reg	264.2	24.9	76.0	9.0	2.9	16.7	307.0	0.0	4.0	129.0	16.0	1.0	1.0	0.0	3.0	57.0	45.0	15.0
	rm	0.7	1.1	1.4	1.0	1.2	0.8	1.4	2.6	-0.5	-1.2	3.0	-0.7	-0.7	0.0	-1.4	-1.4	-2.7	-2.8
Moeras_taxa	stb	3.0	1.0	0.0	3.0	3.0	1.0	1.0	0.0	1.0	0.0	2.0	6.0	9.0	1.0	1.0	5.0	5.0	9.0
	reg	0.0	0.0	0.0	1.0	1.0	3.0	0.0	0.0	1.0	1.0	2.0	4.0	7.0	3.0	1.0	6.0	3.0	2.0
	rm	1.4	0.7	0.0	0.7	0.7	-0.7	0.7	0.0	0.0	-0.7	0.0	0.3	0.2	-0.7	0.0	-0.2	0.4	1.2
Moeras_abun	stb	3.0	2.0	0.0	5.5	10.6	1.0	1.0	0.0	1.0	0.0	21.0	16.0	18.0	1.0	1.0	13.0	17.0	20.0
	reg	0.0	0.0	0.0	1.0	1.4	9.8	0.0	0.0	1.0	1.0	8.0	9.0	28.0	25.0	1.0	28.0	7.0	2.0
	rm	1.4	1.1	0.0	1.2	1.6	-1.7	0.7	0.0	0.0	-0.7	0.9	0.5	-0.4	-2.6	0.0	-0.7	0.8	1.9
Slib_taxa	stb	10.0	8.0	5.0	9.0	6.0	8.0	2.0	6.0	4.0	8.0	11.0	6.0	9.0	4.0	4.0	9.0	8.0	8.0
	reg	2.0	5.0	3.0	3.0	6.0	6.0	5.0	2.0	5.0	6.0	8.0	3.0	10.0	4.0	5.0	6.0	3.0	4.0
	rm	1.3	0.4	0.4	0.9	0.0	0.3	-0.7	0.8	-0.2	0.3	0.3	0.6	-0.1	0.0	-0.2	0.4	0.8	0.6
Slib_abun	stb	86.6	34.3	18.0	154.3	21.8	86.6	4.0	20.0	60.0	106.0	110.0	46.0	44.0	53.0	874.0	70.0	55.0	111.0
	reg	43.7	9.6	9.0	44.0	76.4	28.0	6.0	4.0	19.0	46.0	100.0	25.0	40.0	13.0	322.0	37.0	4.0	32.0
	rm	0.7	1.2	0.6	1.2	-1.2	1.1	-0.3	1.4	1.1	0.8	0.1	0.6	0.1	1.3	1.0	0.6	2.4	1.2
Min_taxa	stb	0.0	2.0	0.0	6.0	2.0	2.0	2.0	1.0	1.0	1.0	6.0	1.0	0.0	1.0	0.0	1.0	1.0	2.0
	reg	0.0	1.0	0.0	1.0	3.0	3.0	2.0	1.0	0.0	2.0	2.0	1.0	1.0	0.0	1.0	2.0	0.0	1.0
	rm	0.0	0.4	0.0	1.3	-0.3	-0.3	0.0	0.0	0.7	-0.4	0.8	0.0	-0.7	0.7	-0.7	-0.4	0.7	0.4
Min_abun	stb	0.0	24.0	0.0	20.0	6.0	44.0	11.0	1.0	1.0	2.0	26.0	1.0	0.0	45.0	0.0	1.0	11.0	99.0
	reg	0.0	3.1	0.0	1.0	9.0	7.3	4.0	2.0	0.0	6.0	7.0	2.0	1.0	0.0	4.0	9.0	0.0	1.0
	rm	0.0	1.8	0.0	2.4	-0.4	1.7	0.9	-0.4	0.7	-0.8	1.2	-0.4	-0.7	3.8	-1.6	-1.6	2.5	3.9
Detrit_taxa	stb	2.0	1.0	0.0	1.0	1.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	2.0	1.0	0.0	0.0	2.0	0.0	1.0	1.0
	reg	0.0	0.0	2.0	1.0	1.0	1.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0
	rm	1.1	0.7	-1.1	0.0	0.0	-0.7	0.7	0.0	0.0	-0.7	1.1	0.7	0.0	0.0	0.4	0.0	0.7	0.7

Parameter/beek		Lraam_j1	OudLeij_j1	OudLeij_j2	Vlier_j1	Vlier_j2	GrAa_j1	GrAa_j2	Gbeer_j1	Gbeer_j2	Wgrift_j1	Wgrift_j2	RuiAa_j1	RuiAa_j2	Itterbeek_j1	Spikbeek_j1	Geelebeek_j1	Eefsebeek_j1	Eefsebeek_j2
Detrit_abun	stb	2.0	1.0	0.0	6.0	1.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	4.0	1.0	0.0	0.0	7.0	0.0	1.0	1.0
	reg	0.0	0.0	2.0	1.0	7.0	1.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0
	rm	1.1	0.7	-1.1	1.3	-1.4	-0.7	0.7	0.0	0.0	-0.7	1.6	0.7	0.0	0.0	1.4	0.0	0.7	0.7
Plant_taxa	stb	12.0	8.0	4.0	21.0	19.0	11.0	9.0	9.0	10.0	17.0	17.0	26.0	25.0	9.0	14.0	20.0	18.0	23.0
	reg	9.0	8.0	6.0	10.0	13.0	14.0	7.0	3.0	13.0	12.0	15.0	13.0	26.0	19.0	14.0	21.0	12.0	15.0
	rm	0.3	0.0	-0.3	0.7	0.4	-0.2	0.2	0.9	-0.2	0.3	0.1	0.7	0.0	-0.7	0.0	0.0	0.4	0.4
Plant_abun	stb	363.2	30.0	17.0	87.9	171.6	57.1	42.0	60.0	118.0	169.0	266.0	743.0	250.0	42.0	889.0	189.0	166.0	306.0
	reg	182.7	44.2	14.0	33.0	70.6	84.9	16.0	15.0	193.0	63.0	91.0	268.0	222.0	169.0	386.0	347.0	226.0	205.0
	rm	0.7	-0.4	0.2	1.0	0.9	-0.4	0.9	1.3	-0.5	1.0	1.1	1.0	0.1	-1.4	0.8	-0.6	-0.3	0.4

## Bijlage 2 Vegetatie stroombaanmaaien

Absolute scores en Osenberg response ratio ( $r_m$ ) voor de vegetatie in stroombaanmaaien (stb) en regulier gemaaide (reg) trajecten in jaar 1 (j1) en jaar 2 (j2).

Parameter		Oude Leij jaar 1	Oude Leij jaar 2	De Vlier jaar 1	De Vlier jaar 2	Lage Raam	Groote Aa jaar 1	Groote Aa jaar 2	Groote Beerze	Groote Beerze	Woudenb ergse Grift_jaar	Woudenb ergse Grift_jaar	Ruiten Aa jaar 1	Ruiten Aa jaar 2	Itterbeek jaar 1	Spikersb eek jaar 1	Geele beek_jaar	Geele beek_jaar	Eefse beek_jaar	Eefse beek_jaar
Oever																				
Tot_taxa	stb	25.0	11.0	11.0	15.0	10.0	10.0	15.0	13.0	18.0	15.0	15.0	22.0	28.0	9.0	18.0	14.0	18.0	19.0	15.0
	reg	29.0	22.0	7.0	8.0	4.0	9.0	20.0	15.0	29.0	8.0	7.0	20.0	24.0	14.0	24.0	28.0	29.0	15.0	16.0
	rm	-0.1	-0.7	0.4	0.6	0.8	0.1	-0.3	-0.1	-0.5	0.6	0.7	0.1	0.1	-0.4	-0.3	-0.7	-0.5	0.2	-0.1
R456_taxa	stb	6.0	1.0	3.0	4.0	3.0	5.0	4.0	5.0	8.0	3.0	3.0	5.0	7.0	2.0	4.0	7.0	8.0	5.0	6.0
	reg	8.0	5.0	1.0	1.0	0.0	1.0	4.0	6.0	9.0	1.0	0.0	7.0	6.0	3.0	7.0	9.0	8.0	6.0	5.0
	rm	-0.3	-1.1	0.7	0.9	1.4	1.1	0.0	-0.2	-0.1	0.7	1.4	-0.3	0.1	-0.3	-0.5	-0.2	0.0	-0.2	0.2
R456_bed	stb	2.5	2.0	3.7	2.3	1.7	1.8	2.0	1.6	1.3	1.3	3.3	2.1	2.2	2.0	2.0	2.1	2.1	3.9	4.5
	reg	3.1	2.2	1.0	2.0	0.0	4.0	2.8	1.2	2.2	4.0	0.0	2.4	2.8	2.0	1.1	1.8	1.8	3.8	3.3
	rm	-0.2	-0.1	0.8	0.1	1.0	-0.6	-0.2	0.2	-0.4	-0.8	1.5	-0.1	-0.2	0.0	0.3	0.1	0.1	0.0	0.2
R1920_taxa	stb	3.0	0.0	0.0	2.0	1.0	0.0	4.0	0.0	2.0	2.0	1.0	4.0	7.0	4.0	1.0	2.0	2.0	4.0	2.0
	reg	8.0	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	2.0	5.0	0.0	0.0	5.0	4.0	4.0	1.0	6.0	8.0	1.0	1.0
	rm	-0.8	-1.9	0.0	1.1	0.7	0.0	0.9	-1.1	-0.7	1.1	0.7	-0.2	0.5	0.0	0.0	-0.8	-1.1	0.9	0.4
R1920_bed	stb	2.0	0.0	0.0	1.0	2.0	0.0	1.8	0.0	1.0	1.0	4.0	2.6	2.8	2.0	1.0	1.5	1.5	2.4	3.8
	reg	2.6	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	1.0	2.4	0.0	0.0	2.3	3.3	1.4	2.0	1.5	1.8	5.0	4.0
	rm	-0.2	-1.0	0.0	0.7	1.1	0.0	0.3	-0.7	-0.5	0.7	1.6	0.1	-0.1	0.2	-0.4	0.0	-0.1	-0.6	-0.1
Trof_taxa	stb	7.0	1.0	1.0	3.0	1.0	0.0	3.0	4.0	3.0	1.0	2.0	7.0	9.0	5.0	4.0	4.0	4.0	5.0	3.0
	reg	10.0	8.0	2.0	0.0	0.0	1.0	0.0	1.0	6.0	0.0	0.0	9.0	9.0	7.0	4.0	10.0	11.0	2.0	1.0
	rm	-0.3	-1.5	-0.4	1.4	0.7	-0.7	1.4	0.9	-0.6	0.7	1.1	-0.2	0.0	-0.3	0.0	-0.8	-0.9	0.7	0.7
Trof_bed	stb	3.1	1.0	3.0	1.7	2.0	0.0	2.0	1.4	1.7	1.0	3.5	2.6	2.9	3.0	1.9	2.5	2.0	2.5	3.2
	reg	3.1	2.3	1.5	0.0	0.0	3.0	0.0	1.0	1.8	0.0	0.0	2.2	2.3	1.8	1.3	1.7	1.6	3.0	4.0

Parameter		Oude Leij jaar 1	Oude Leij jaar 2	De Vlier jaar 1	De Vlier jaar 2	Lage Raam	Groote Aa jaar 1	Groote Aa jaar 2	Groote Beerze	Groote Beerze	Woudenb ergse Grift jaar	Woudenb ergse Grift jaar	Ruiten Aa jaar 1	Ruiten Aa jaar 2	Itterbeek jaar 1	Spikersb eek jaar 1	Geele beek jaar	Geele beek jaar	Eefse beek jaar	Eefse beek jaar
	rm	0.0	-0.5	0.5	1.0	1.1	-1.4	1.1	0.2	0.0	0.7	1.5	0.1	0.1	0.4	0.2	0.3	0.1	-0.1	-0.2
Open water																				
Tot_taxa	stb	4.0	6.0	7.0	10.0	6.0	11.0	4.0	7.0	8.0	9.0	6.0	18.0	20.0	7.0	9.0	14.0	16.0	18.0	17.0
	reg	6.0	11.0	9.0	5.0	9.0	10.0	11.0	16.0	19.0	9.0	3.0	20.0	23.0	11.0	7.0	17.0	16.0	8.0	16.0
	rm	-0.3	-0.5	-0.2	0.6	-0.4	0.1	-0.9	-0.8	-0.8	0.0	0.6	-0.1	-0.1	-0.4	0.2	-0.2	0.0	0.7	0.1
R456_taxa	stb	3.0	1.0	3.0	4.0	3.0	3.0	0.0	3.0	4.0	2.0	1.0	6.0	5.0	2.0	2.0	6.0	7.0	6.0	8.0
	reg	4.0	3.0	3.0	4.0	4.0	3.0	5.0	8.0	10.0	1.0	0.0	7.0	6.0	5.0	1.0	5.0	5.0	4.0	9.0
	rm	-0.2	-0.7	0.0	0.0	-0.2	0.0	-1.8	-0.8	-0.8	0.4	0.7	-0.1	-0.2	-0.7	0.4	0.2	0.3	0.3	-0.1
R456_bed	stb	5.7	2.0	3.0	3.8	3.7	4.7	0.0	4.3	3.4	3.5	9.0	2.6	4.1	3.5	2.0	3.0	3.1	3.0	2.0
	reg	3.8	3.3	1.3	2.3	2.5	4.7	3.8	2.4	2.2	1.0	0.0	2.6	4.6	4.0	1.0	2.8	4.6	2.5	1.9
	rm	0.3	-0.4	0.5	0.4	0.3	0.0	-1.6	0.4	0.3	0.8	2.3	0.0	-0.1	-0.1	0.4	0.1	-0.3	0.1	0.0
R1920_taxa	stb	1.0	0.0	1.0	1.0	1.0	2.0	0.0	1.0	1.0	0.0	0.0	4.0	5.0	0.0	0.0	2.0	3.0	4.0	3.0
	reg	1.0	2.0	1.0	1.0	1.0	2.0	1.0	3.0	4.0	0.0	0.0	6.0	6.0	2.0	0.0	3.0	1.0	0.0	2.0
	rm	0.0	-1.1	0.0	0.0	0.0	0.0	-0.7	-0.7	-0.9	0.0	0.0	-0.3	-0.2	-1.1	0.0	-0.3	0.7	1.6	0.3
R1920_bed	stb	7.0	0.0	5.0	5.0	1.0	4.5	0.0	9.0	9.0	0.0	0.0	3.3	4.1	0.0	0.0	2.5	3.3	2.8	4.0
	reg	5.0	3.5	1.0	3.0	4.0	5.0	7.0	3.7	2.4	0.0	0.0	2.8	4.6	5.5	0.0	2.0	6.0	0.0	1.0
	rm	0.3	-1.5	1.1	0.4	-0.9	-0.1	-2.1	0.8	1.1	0.0	0.0	0.1	-0.1	-1.9	0.0	0.2	-0.5	1.3	0.9
Trof_taxa	stb	1.0	0.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0	2.0	2.0	2.0	1.0	6.0	6.0	2.0	1.0	3.0	5.0	3.0	4.0
	reg	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	1.0	0.0	3.0	5.0	2.0	0.0	7.0	8.0	3.0	0.0	4.0	5.0	0.0	1.0
	rm	0.0	-0.7	0.0	0.0	-0.4	0.0	0.0	-0.3	-0.7	0.0	0.7	-0.1	-0.3	-0.3	0.7	-0.2	0.0	1.4	0.9
Trof_bed	stb	3.0	0.0	3.0	1.0	8.0	4.0	0.0	5.5	5.5	3.5	9.0	2.8	3.3	3.0	1.0	4.0	2.6	2.3	1.8
	reg	3.0	2.0	2.0	2.0	4.0	2.0	0.0	2.7	2.4	2.0	0.0	2.8	3.5	4.0	0.0	3.0	3.6	0.0	1.0
	rm	0.0	-1.1	0.3	-0.4	0.6	0.5	0.0	0.6	0.6	0.4	2.3	0.0	0.0	-0.2	0.7	0.2	-0.2	1.2	0.3

## Bijlage 3 Respons macrofauna op eenzijdig maaien en stroombaanmaaien

Taxa die corresponderen met taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 die het effect van maaivorm in de tijd weergeeft voor de 1-jarig (j1) en 2-jarig (j2) gespaarde vegetaties in de drie verschillende beken. De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon op de maaivorm overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de repons, taxa met een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 worden als indifferent beschouwd. Positief dominanten (PD) en kenmerkende (K) KRW-indicatoren voor laaglandbeken en moerasbeken zijn aangegeven bij de taxonnamen.

Taxon	Indicator		Groote Aa		Oude Leij		Vlier	
	R456	R1920	j1	j2	j1	j2	j1	j2
<i>Ablabesmyia</i>			-3.46	-2.22	0.30		1.14	0.54
<i>Acricotopus lucens</i>					0.21	-0.61		-0.06
<i>Aeshna cyanea</i>				-0.05	0.07	1.91	0.73	0.09
<i>Agabus bipustulatus</i>			-0.72	-0.69	0.56	2.14		
<i>Agabus didymus</i>	K	K	-0.64	-1.37	-0.48	0.30	0.17	-0.41
<i>Agabus sturmii</i>					-0.26	2.23		
<i>Agabus uliginosus</i>		K						0.36
<i>Agraylea sexmaculata</i>								0.09
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>								0.90
<i>Alboglossiphonia hyalina</i>			-1.99	-1.98			0.30	1.14
<i>Anabolia nervosa</i>	PD	PD	2.35	2.11			0.92	-0.59
<i>Anacaena bipustulata</i>				0.00	0.43	0.76	-0.50	
<i>Anacaena globulus</i>	K			0.28		0.10		0.50
<i>Anacaena limbata</i>			-0.04	1.04	0.77	0.20	2.04	1.28
<i>Anacaena lutescens</i>					0.85	1.42	0.30	
<i>Anax imperator</i>								0.52
<i>Ancylus fluviatilis</i>	K	K	0.22	-0.06				
<i>Anisus vortex</i>			0.41	-1.85		0.11	-0.68	1.40
<i>Anopheles claviger</i>					-0.38	0.01		
<i>Aplexa hypnorum</i>		K			0.29	0.74		
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	K			0.28				
<i>Argyroneta aquatica</i>			0.80		0.58	0.12	-0.39	-0.62
<i>Arrenurus albator</i>			-0.29	0.38			-0.43	-0.33
<i>Arrenurus bicuspidator</i>		K						0.38
<i>Arrenurus bruzelii</i>		K	-0.08					
<i>Arrenurus buccinator</i>		K					0.09	
<i>Arrenurus crassicaudatus</i>				0.28			2.33	0.82
<i>Arrenurus cuspidator</i>							-0.55	-0.24
<i>Arrenurus cylindratus</i>	K	K			-0.55	-0.23		
<i>Arrenurus globator</i>							1.72	0.32
<i>Arrenurus latus</i>							0.17	-0.41
<i>Arrenurus mediorotundatus</i>								0.02
<i>Arrenurus securiformis</i>							-0.70	
<i>Asellus aquaticus</i>			0.06	-0.80			0.22	-0.44
<i>Athripsodes aterrimus</i>				0.28	0.36	-0.21		0.09

<i>Atractides distans</i>	K	K	-0.10	0.05				
<i>Aulodrilus</i>			-1.57	-1.40	1.93	-0.41	2.02	2.45
<i>Baetis vernus</i>	PD	PD	0.41	-0.20	-1.57	-0.11	-0.40	0.42
<i>Bathynomphalus contortus</i>			-0.37				-0.90	-0.08
<i>Bithynia leachi</i>							-2.30	-0.33
<i>Bithynia tentaculata</i>			0.62	-1.14			1.14	0.15
<i>Brachypoda versicolor</i>							-0.55	-0.36
<i>Brachytron pratense</i>		K						0.02
<i>Branchiura sowerbyi</i>	K				-0.76	-0.31		
<i>Brillia longifurca</i>	K	K	0.20	0.28				
<i>Caenis horaria</i>			0.37	-2.76		0.12	1.73	-0.18
<i>Caenis luctuosa</i>							0.52	0.01
<i>Caenis robusta</i>				0.41	0.30			
<i>Calopteryx splendens</i>	PD	PD	1.19	-0.05			0.40	0.06
<i>Cataclysta lemna</i>			1.01		0.07			0.36
<i>Ceratopogonidae</i>			-0.62	-0.15	1.79	-2.71	0.49	1.90
<i>Cercyon convexiusculus</i>		K					0.83	0.15
<i>Cercyon granarius</i>		K			0.41			
<i>Chaetarthria</i>					-0.07	-0.21	0.44	-0.47
<i>Chaetocladius piger gr.</i>		PD	-0.08	0.24	2.27	1.11		0.16
<i>Chaetogaster diaphanus</i>					-0.89	0.89		
<i>Chalcolestes viridis</i>			0.31	-0.17		0.31	0.15	-0.77
<i>Chironomus</i>			-0.02	0.01	-0.20	-0.92		1.04
<i>Chrysomelidae</i>					-1.00			
<i>Cladopelma goetghebuerei</i>				0.01				
<i>Cladotanytarsus</i>			-1.29	-1.58	-0.81	-0.68	-0.79	0.50
<i>Clinotanypus nervosus</i>			-2.31	-1.64	1.85		2.35	1.85
<i>Cloeon dipterum</i>			-2.03	-2.42	0.16	1.77	-0.72	0.54
<i>Cloeon simile</i>			-0.09	-0.05				
<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>			0.00	-0.69	0.16		-0.13	0.60
<i>Colymbetes fuscus</i>					-0.10	0.14		
<i>Conchapelopia melanops</i>	PD	PD	0.23	-1.90	-0.72	-1.77	1.91	1.72
<i>Corduliidae</i>			-0.09			1.14		
<i>Corixa</i>								0.68
<i>Corynoneura coronata</i>	K	K	-0.01	-0.11			-0.39	0.33
<i>Corynoneura scutellata agg.</i>			-0.81	-0.59	-0.22	0.51	0.50	1.49
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>			-0.62		1.48	0.92	-0.34	0.21
<i>Cricotopus albiforceps</i>							-0.53	-0.23
<i>Cricotopus bicinctus</i>			0.81	-1.21	-1.13	-0.10	1.22	1.97
<i>Cricotopus cylindraceus/festivellus gr.</i>			-0.07				1.14	
<i>Cricotopus intersectus agg.</i>					-1.50	-0.61	0.23	0.82
<i>Cricotopus sylvestris gr.</i>			-0.35	0.09	-1.70	0.65	0.24	1.11
<i>Cricotopus triannulatus</i>	K	K	-0.37	-1.56			-0.50	
<i>Cryptochironomus</i>			-0.87	-0.88				0.49
<i>Culiseta morsitans</i>					-0.37	0.68		
<i>Curculionidae</i>					-0.07	-0.21		
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	K	K	-0.08	0.48			1.14	
<i>Dero digitata</i>			-0.82	-1.20		-0.21	0.00	1.44

<i>Dicranota</i>	PD	PD			-0.83	-0.75		
<i>Dicrotendipes nervosus</i>			-0.40	-0.69				0.23
<i>Dicrotendipes notatus</i>		PD					0.17	-0.41
<i>Dilophus</i>							0.83	
<i>Dixella</i>		PD						0.15
<i>Dryops</i>				0.13	-0.72	0.47	-0.07	0.64
<i>Dytiscus</i>			-0.29		0.59	0.14		0.05
<i>Elophila nymphaeata</i>			1.07	-0.69	-0.60	-0.12		0.96
<i>Empididae</i>								0.12
<i>Enchytraeidae</i>				0.13		0.21	-0.19	0.69
<i>Endochironomus albipennis</i>					0.40		-0.10	
<i>Endochironomus dispar gr.</i>				0.01				
<i>Endochironomus tendens</i>							2.70	2.55
<i>Enochrus affinis</i>		K					0.83	
<i>Erioptera</i>	PD	PD		0.13				
<i>Erpobdella</i>			0.01	0.05	1.45	-0.66	2.50	0.26
<i>Erythromma najas</i>							-0.39	-0.49
<i>Eukiefferiella claripennis</i>	K	K	0.95	0.00		0.13		
<i>Eylais</i>				-0.05			0.39	-0.74
<i>Ferrissia fragilis</i>		PD		0.28			0.37	1.61
<i>Forelia variegator</i>	K	K	0.00	-0.68			-1.43	0.03
<i>Galba truncatula</i>					0.04	-3.04		
<i>Gammarus pulex</i>	PD	PD	0.85	1.25	0.29			
<i>Gerris</i>			-0.25	0.15	0.34	0.04	0.52	-1.17
<i>Gerris argentatus</i>					0.56		1.32	
<i>Gerris lacustris</i>			-0.19	0.74	0.29			0.50
<i>Girardia tigrina</i>			-0.72	-0.69				
<i>Glossiphonia complanata</i>								0.41
<i>Glyptotendipes</i>			-0.76	-0.73				
<i>Graptodytes pictus</i>			-0.08	0.08	0.30	0.91		0.45
<i>Gyraulus albus</i>			0.11	-2.92	0.08	-0.51	-0.16	0.85
<i>Gyraulus crista</i>			-1.32	-1.26			0.87	2.16
<i>Gyrinus substriatus</i>			0.00	-0.78	0.41		-0.20	
<i>Haemopsis sanguisuga</i>				-0.20				
<i>Haliplus</i>			-2.62	-2.47	1.51	1.76	0.38	-0.07
<i>Harnischia</i>	K	K	-0.52	-0.35			-0.07	0.90
<i>Hebrus pusillus</i>		K					-0.39	-0.62
<i>Helius</i>	PD	PD	1.81	0.13	-0.23	-0.16		
<i>Helobdella stagnalis</i>			-0.08				0.34	-0.16
<i>Helochares</i>					-0.07	1.49	-0.72	-0.62
<i>Helophorus aequalis</i>					-1.10	-0.46		0.05
<i>Helophorus brevipalpis</i>					-0.39	0.26		-0.12
<i>Helophorus grandis</i>					0.29			0.12
<i>Helophorus minutus</i>						0.21		0.12
<i>Helophorus obscurus</i>					-0.73	-0.93		-0.12
<i>Hippeutis complanatus</i>							0.87	1.62
<i>Hydaticus seminiger</i>					-0.14	1.05		
<i>Hydrachna</i>			-0.09	0.05			0.05	0.01
<i>Hydraena palustris</i>		K				0.10		



<i>Hydraena testacea</i>		K				0.51	-0.61	-0.18
<i>Hydrellia</i>						0.20		0.02
<i>Hydrobius fuscipes</i>				0.13	0.43	-0.58		0.50
<i>Hydrochoreutes krameri</i>		K						0.02
<i>Hydrochus crenatus</i>		K				0.10		
<i>Hydrodroma despiciens</i>							-0.48	-0.01
<i>Hydrodroma pilosa</i>				0.13			-0.54	-0.45
<i>Hydrodroma torrenticola</i>	K	K						0.23
<i>Hydroglyphus geminus</i>					0.43	0.10	0.83	0.05
<i>Hydrometra gracilenta</i>		K						-0.12
<i>Hydrometra stagnorum</i>			0.15	0.38	0.30		0.30	0.12
<i>Hydrophilus piceus</i>								0.09
<i>Hydroporus angustatus</i>			-0.07		0.43	0.94		
<i>Hydroporus erythrocephalus</i>						0.66		
<i>Hydroporus memnonius</i>	K	K		0.00		0.21		
<i>Hydroporus nigrita</i>	K	K				0.10		
<i>Hydroporus obscurus</i>		K			0.29		-0.14	
<i>Hydroporus palustris</i>			0.20		0.35	2.98		
<i>Hydroporus planus</i>					-0.55	0.43		
<i>Hydroporus pubescens</i>		K			0.00	-0.85		
<i>Hydroporus striola</i>		K	0.15			0.10		
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	K	K	2.77	-0.05				
<i>Hydroptila</i>	K	K	1.56					
<i>Hydrovatus cuspidatus</i>								0.02
<i>Hydryphantes</i>								0.12
<i>Hygrobates longipalpis</i>			-0.09	0.02	-1.28	-0.23	-0.07	0.39
<i>Hygrobates trigonicus</i>	K	PD	-0.98	-0.94				
<i>Hygrotus decoratus</i>		K			0.59	2.12		
<i>Hygrotus impressopunctatus</i>							-0.50	
<i>Hygrotus inaequalis</i>					0.43	0.76		0.09
<i>Hyphydrus ovatus</i>			-0.52	-1.17	-0.10			
<i>Ilybius fuliginosus</i>					-0.56	-0.12		
<i>Ilybius quadriguttatus</i>		K	-0.12	0.07		0.66		
<i>Ilybius subaeneus</i>		K			-0.55	0.14	0.17	-0.41
<i>Ilyocoris cimicoides</i>			-0.20	-1.09	-1.00		1.18	2.11
<i>Ilyodrilus templetoni</i>			-2.39	-1.96	-0.82	-3.49	0.37	3.30
<i>Ischnura elegans</i>			0.89	0.09	1.88	0.20	0.93	1.03
<i>Kiefferulus tendipediformis</i>			-1.49	-1.36				
<i>Laccobius</i>			-0.07		-0.20	-1.01	-1.44	-1.99
<i>Laccophilus</i>			-0.78	-0.69	-0.16	0.47	-0.14	-0.91
<i>Lebertia inaequalis</i>		PD	0.78	-2.66	-0.76	-0.19	-2.50	-0.87
<i>Lebertia insignis</i>	K	K					-0.07	0.08
<i>Libellulidae</i>			-0.72	-0.69	1.12	2.16		-0.06
<i>Limnebius aluta</i>		K					0.83	
<i>Limnephilus flavicornis</i>		PD			0.43	0.43		
<i>Limnephilus lunatus</i>	PD	PD	1.97	1.01	0.06	0.20	0.41	0.47
<i>Limnephilus nigriceps</i>		K			0.30			
<i>Limnesia fulgida</i>			-0.13				0.43	0.47
<i>Limnesia koenikei</i>		PD	0.80				-1.08	-1.09

<i>Limnesia maculata</i>		PD						-0.99	
<i>Limnesia undulata</i>								-0.01	-1.93
<i>Limnochara aquatica</i>		K						0.59	0.58
<i>Limnodrilus</i>			-0.80	-1.27	-1.63	-3.17	2.17	2.76	
<i>Limnomysis benedeni</i>								-0.05	
<i>Limnophyes</i>		PD	-0.09	0.15	1.49	0.11	0.83	1.29	
<i>Liopterus haemorrhoidalis</i>		K			0.33	1.76			
<i>Lophochaeta ignota</i>			0.80						
<i>Lumbricidae</i>			0.20	-0.38	0.43	-1.14	0.28	0.80	
<i>Lumbriculus variegatus</i>		PD	-2.50	-2.83	1.48	-0.91	0.01	1.80	
<i>Lymnaea stagnalis</i>			0.33	-0.94		0.11	2.27	1.65	
<i>Lype</i>	K	K	-0.08	0.56					
<i>Macropelopia adauca</i>	PD	PD	0.08	0.35	1.76	-0.16			
<i>Macropelopia nebulosa</i>		PD	0.09		-1.54	-0.75			
<i>Megasternum</i>						0.11			
<i>Metriocnemus hirticollis</i> agg.		PD	-0.13	0.24	1.46	-2.28			-0.09
<i>Metriocnemus hygropetricus</i> agg.		PD			-0.07	-0.21			
<i>Micronecta scholtzi</i>			-0.72	-0.69	0.26		-1.26	-0.32	
<i>Micropsectra</i>	PD		-0.04	-0.49	0.49	1.94			
<i>Microtendipes chloris</i> gr.			-0.88	-1.30	2.29	1.44	0.63	-0.15	
<i>Microtendipes pedellus</i> agg.			0.08	0.05		-1.54		0.09	
<i>Microvelia pygmaea</i>							0.48	1.17	
<i>Microvelia reticulata</i>				0.13		0.88	0.06	-0.85	
<i>Mideopsis crassipes</i>	K	K	-0.39		0.04	-0.23	1.77	-1.05	
<i>Mideopsis orbicularis</i>							-1.23	1.74	
<i>Mideopsis roztoczensis</i>	K	K	0.08	-0.69			1.22	1.28	
<i>Musculium lacustre</i>		PD	-2.20	-1.15					
<i>Mystacides azureus</i>	K	PD	0.76	0.54			0.22	0.69	
<i>Mystacides longicornis</i>			-0.29					0.41	
<i>Mystacides niger</i>				0.41				0.41	
<i>Nais</i>				-0.31	-0.68	-0.01	0.03	1.13	
<i>Nanocladius dichromus/distinctus</i>			0.53	0.08			0.78	0.71	
<i>Nanocladius rectinervis</i>	K	K	0.11	0.56	-1.45	-0.60		0.09	
<i>Natarsia</i>		K			0.49	0.31			
<i>Nebrioporus elegans</i>	K	K			0.29				
<i>Nemoura cinerea</i>	PD	PD	1.31	-1.07	-0.31	0.08	1.24	0.12	
<i>Nepa cinerea</i>			0.49	0.04		0.12			
<i>Neumania deltoides</i>							-0.83	0.98	
<i>Neumania imitata</i>	K	K	-0.72	-0.89			-0.07	0.13	
<i>Neumania limosa</i>		PD					-0.66	-1.82	
<i>Noterus clavicornis</i>			-0.07	-0.41	-1.78	0.06	0.41	0.16	
<i>Noterus crassicornis</i>				-0.20	-0.32	1.77			
<i>Notiphila</i>						0.07			
<i>Notonecta</i>			-1.60	-0.92	-0.78	0.48	1.48	0.12	
<i>Nymphula nitidulata</i>			-0.72	-0.69					
<i>Ochthebius minimus</i>		K			-0.07	-0.21	0.30		
<i>Odontomesa fulva</i>	PD	PD	-0.60	-0.83	-0.77	-0.32			

<i>Oecetis furva</i>					0.29	0.15		-0.03
<i>Oecetis lacustris</i>					-1.72		0.53	-0.64
<i>Ophidonais serpentina</i>			-0.95	-1.41	-0.29	-0.43	-0.92	-0.29
<i>Orconectes limosus</i>				-0.05				
<i>Ormosia</i>	PD	PD		-0.20				
<i>Orthocladius</i>			3.05	-0.83	0.65	0.13	0.52	1.62
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	K	K				0.12		
<i>Oxus ovalis</i>	K	K	-0.29				-0.29	-1.24
<i>Oxyethira</i>	K				-0.17	0.11		
<i>Parachironomus arcuatus gr.</i>					0.36		2.18	1.93
<i>Parachironomus mauricii</i>							-0.07	0.36
<i>Paracladopelma camptolabis</i>	K	K	0.15		-0.17	-0.28		
<i>Paramerina cingulata</i>		K				0.15		0.17
<i>Parapopynx stratiotata</i>					0.43			
<i>Paratanytarsus</i>			0.19	-2.26	0.67	-0.14	1.39	1.83
<i>Paratendipes albimanus</i>	PD	PD	-1.32	-1.20	-0.58	-0.27	1.49	2.84
<i>Peltodytes caesus</i>							0.83	0.01
<i>Phaenopsectra</i>		PD	0.42	-1.08	-0.67	0.35	2.10	1.63
<i>Physa fontinalis</i>			-1.47	-0.66			0.07	0.07
<i>Physella acuta</i>			1.09	0.14	0.45	1.05	0.30	0.99
<i>Pilaria</i>	PD	PD	-0.29	0.40	0.59	0.76	0.30	0.02
<i>Piona alpicola</i>							-0.10	0.36
<i>Piona conglobata</i>							-0.28	-1.51
<i>Piona laminata</i>		K	-0.72	-0.69				
<i>Piona neumani</i>							0.17	-0.64
<i>Piona pusilla</i>		PD					-0.10	0.18
<i>Pionopsis lutescens</i>		K					0.23	-0.81
<i>Piscicolidae</i>			-0.08				-0.14	0.96
<i>Pisidium</i>			0.46	-1.35	0.75	0.47	-0.70	2.00
<i>Planorbarius corneus</i>			-0.72	-0.69	0.46		1.27	0.41
<i>Planorbis</i>			0.15	-0.89			-1.18	-0.15
<i>Platycnemis pennipes</i>	K	K	-0.11	0.24	0.41		2.04	1.98
<i>Plea minutissima</i>			-1.51	-0.73			-0.87	-0.23
<i>Polycelis</i>			-0.97	-0.69		-0.76	0.24	-0.49
<i>Polypedilum bicrenatum</i>	K	PD	-1.28	-1.61			0.83	1.04
<i>Polypedilum cultellatum</i>	K	PD	0.15	-1.99			-0.39	0.06
<i>Polypedilum nubeculosum</i>			-1.04	-2.28	1.50	0.19	1.44	1.04
<i>Polypedilum scalaenum</i>	PD	PD	-1.02	-2.14				
<i>Polypedilum sordens</i>		PD					0.83	
<i>Polypedilum uncinatum agg.</i>		PD	-0.24	-0.02			0.50	0.02
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	PD				-3.40	-0.07		
<i>Potamotheix</i>			-0.52	-0.92			3.20	3.06
<i>Potthastia longimanus</i>	K	K				-1.66		
<i>Proasellus coxalis</i>					1.60	1.48		
<i>Proasellus meridianus</i>			1.04	1.24				
<i>Procladius</i>			-2.36	-0.90	0.18	-1.19	2.19	3.09
<i>Procloeon bifidum</i>	K	K		0.00				
<i>Prodiamesa olivacea</i>	PD	PD	-2.15	0.39	-0.07	0.09		0.76
<i>Psammoryctides</i>			-0.98	-0.94			1.14	0.16

<i>Psectrocladius</i>			-0.84	-1.17	-0.17	-0.57		0.28
<i>Psectrotanypus varius</i>				0.33	0.95	0.18		0.55
<i>Psychodidae</i>				0.13	0.72			
<i>Ptychoptera albimana</i>						0.10		
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>			-0.27	-0.94	-0.25	-0.01	0.83	0.12
<i>Quistadrilus multisetosus</i>			1.51	-0.26		0.13		0.00
<i>Radix auricularia</i>		PD						0.57
<i>Rhantus exsoletus</i>							0.05	-0.41
<i>Rheocricotopus</i>			-0.07					
<i>Rheotanytarsus</i>	PD	PD			-2.07	-0.41		
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>					0.30	0.93		
<i>Schmidtea</i>			-0.13			-0.10	1.01	-0.01
<i>Sciomyzidae</i>			-0.09	0.05				
<i>Scirtidae</i>		PD		0.17	0.30			0.09
<i>Segmentina nitida</i>		PD						0.22
<i>Setacera</i>				0.38				
<i>Sialis lutaria</i>			0.41	-0.07	-0.86	-0.47		-0.09
<i>Sigara distincta</i>				-0.24				0.14
<i>Sigara falleni gr.</i>			1.09	-0.37			-0.33	1.16
<i>Sigara fossarum</i>		K		-0.28	-0.73			
<i>Sigara iactans</i>				-0.20				0.12
<i>Sigara scotti</i>				-0.20			-0.39	-0.62
<i>Sigara semistriata</i>					0.30			
<i>Sigara striata</i>			0.07	-0.14	0.51	-0.66	-0.13	0.97
<i>Simulium</i>			1.72	-0.21	-4.37	0.84		
<i>Slavina appendiculata</i>		PD		-0.24	-1.18	0.07	-0.25	
<i>Sphaerium</i>			0.13	-1.21		0.09	0.14	-0.08
<i>Spirosperma ferox</i>			0.09					
<i>Stempellina bausei</i>	K	K					-0.01	-0.85
<i>Stempellinella edwardsi</i>	K	K					0.46	
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i>	K	K			0.29			
<i>Stratiomyidae</i>			-0.08		0.30	0.12	1.32	0.65
<i>Stylaria lacustris</i>			0.30	-2.56	-3.44	-0.69	-0.36	1.13
<i>Stylodrilus heringianus</i>	PD	PD					0.09	0.09
<i>Synendotendipes</i>								0.05
<i>Synorthocladus semivirens</i>	K	K						0.16
<i>Tanytus kraatzi</i>				0.27				
<i>Tanytarsus</i>			-1.00	-1.48	1.59	-0.46	1.41	1.11
<i>Theromyzon tessulatum</i>			1.59	0.41			0.09	1.41
<i>Thienemanniella majuscula</i>	K	K	-0.09	0.05	-0.87		-0.39	-0.62
<i>Thyopsis cancellata</i>								0.02
<i>Tiphys torris</i>		K					2.02	
<i>Tipula</i>			0.20	0.38	-0.41	-0.65		
<i>Triaenodes bicolor</i>			1.35	-0.94	-0.30		0.99	-0.35
<i>Tubifex tubifex</i>			-0.03	-0.79			0.80	1.36
<i>Tubificidae</i>			-2.28	-1.73	-0.33	-3.31	2.06	4.20
<i>Tvetenia discoloripes agg.</i>	PD	PD	0.53					
<i>Unionicola crassipes</i>								0.02

<i>Unionicola minor</i>							0.57	0.04
<i>Valvata piscinalis</i>			-0.25	-0.94			-0.63	0.15
<i>Velia caprai</i>	K	K			1.26	0.41		
<i>Viviparus contectus</i>			0.00	-0.05				
<i>Xenopelopia</i>		PD				0.15	0.19	-1.01
<i>Zavreliomyia</i>		K					-0.17	0.02

## Bijlage 4 Correlatie macrofaunarespons milieu- en habitatpreferenties

Correlatie tussen de  $b_k$  taxa PRC-as 1 en de bijbehorende categoriescores voor de verschillende milieu- en habitatpreferentie parameters.

Locatie	Correlatie	Milieu- en habitatpreferenties								
		Habitat	Saprobie	Stroming		Substraatvoorkeur				Trofie
		Moeras	$\alpha$ -meso- tot polysaproob	Stilstaand	Matig-snel stromend	Slib	Mineraal	Detritus	Planten	Meso- tot eutroof
Groote Aa 1-jaar	Spearman $\rho$	-0.107	-0.180	-0.286**	0.235*	-0.247*	-0.045	-0.148	0.025	-0.015
	Sig. (2-tailed)	0.323	0.078	0.005	0.022	0.039	0.710	0.220	0.836	0.883
	taxa (#)	88	97	95	95	70	70	70	70	96
Groote Aa 2-jaar	Spearman $\rho$	-0.061	-0.090	-0.140	0.080	-0.214	-0.008	-0.001	-0.087	-0.094
	Sig. (2-tailed)	0.559	0.367	0.161	0.426	0.055	0.941	0.991	0.438	0.346
	taxa (#)	94	103	102	102	81	81	81	81	103
Oude Leij 1-jaar	Spearman $\rho$	0.168	0.067	0.152	-0.121	-0.01	0.033	-0.02	-0.038	-0.198
	Sig. (2-tailed)	0.11	0.516	0.14	0.239	0.927	0.767	0.856	0.739	0.055
	taxa (#)	92	97	96	96	81	81	81	81	95
Oude Leij 2-jaar	Spearman $\rho$	0.222*	0.07	0.312**	-0.378**	0.225	-0.158	-0.088	-0.148	-0.130
	Sig. (2-tailed)	0.038	0.499	0.002	<0.001	0.052	0.176	0.453	0.206	0.214
	taxa (#)	88	95	92	92	75	75	75	75	93
Vlier 1-jaar	Spearman $\rho$	0.028	0.022	-0.095	0.059	0.044	0.261*	-0.006	-0.044	0.085
	Sig. (2-tailed)	0.776	0.815	0.320	0.535	0.718	0.029	0.961	0.719	0.373
	taxa (#)	104	114	112	112	70	70	70	70	112
Vlier 2-jaar	Spearman $\rho$	-0.060	0.179*	-0.156	0.174*	0.038	-0.031	0.036	0.060	0.275**
	Sig. (2-tailed)	0.501	0.036	0.070	0.042	0.722	0.774	0.736	0.571	0.001
	taxa (#)	127	137	136	136	91	91	91	91	134

## Bijlage 5 Respons vegetatie op ritsbeheer in de Vlier

Taxa die corresponderen met taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 die het effect van maaivorm in de tijd weergeeft voor de Vlier. De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon op de maaivorm overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de repons, taxa met een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 worden als indifferent beschouwd.

Taxon	Score per maaivorm ( $b_k$ )						
	6x6	6x12	6x24	12x6	12x12	12x24	60x0
<i>Agrostis stolonifera</i>	-0.85	-2.32	-2.21	-0.46	-1.38	-1.09	-1.68
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	-0.39	-0.09	-0.21	0.04	0.68	-0.23	-0.12
<i>Azolla filiculoides</i>	0	0.05	-0.21	0.2	0.15	-0.08	0.18
<i>Berula erecta</i>	-0.3	-0.23	-0.3		-0.42	-0.43	-0.29
<i>Bidens frondosa</i>	0	0	-0.17		0.03	-0.1	0.64
<i>Bidens tripartita</i>		0.26					
<i>Callitriche</i> spp.	-4.14	-2.28	-2.98	-1.95	-2.38	-2.84	-2.89
<i>Cardamine pratensis</i>	0.05	-0.4	0	0.04	0.01	0.16	-0.28
<i>Carex remota</i>	-0.05						
<i>Ceratophyllum demersum</i>	1.71	-0.51	0.17	0.93	0.01	0.58	0.31
<i>Convolvulus sepium</i>	1.11	0.7	1.17	-0.05	0	0.35	0.49
<i>Echinochloa</i> spp.	-0.03						
<i>Eleocharis acicularis</i>	1.09	1.11	1.76	0.28	0.92	0.86	-0.13
<i>Elodea nuttallii</i>	-0.22	1.54	1.41	2.39	3.02	3.39	-0.1
<i>Epilobium</i>		0.26					
<i>Equisetum fluviatile</i>		0.15					
<i>Filipendula ulmaria</i>						-0.16	
<i>Galium palustre</i>	-0.22	-0.15	-0.19		-0.26	-0.37	-0.18
<i>Glechoma hederacea</i>	-0.07		0.28				
<i>Glyceria maxima</i>				1.07			
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>		0.67			0.53	0.14	0.73
<i>Iris pseudacorus</i>	-1.08	-0.49	0.97	-0.07	-0.18	-0.99	-0.62
<i>Lemna minor</i>	-0.02	0.81	0.39	1.85	2.41	1.54	1.03
<i>Lemna minuta</i>	-0.08	0.71	0.36	1.83	2.42	1.57	0.91
<i>Lemna trisulca</i>	-0.3	1.12	0.61	1.42	2.58	1.4	3.09
<i>Lolium perenne</i>	-0.15				-0.01		
<i>Lotus pedunculatus</i>	0.07	-0.51	-0.35		0	0.21	-0.36
<i>Lycopus europaeus</i>	-0.3	0.17	0.02		-0.42	-0.29	0.18
<i>Lysimachia vulgaris</i>					-0.01		
<i>Lythrum salicaria</i>					0		
<i>Myosotis scorpioides</i>	-0.25	-0.05	-0.13		-0.03	-0.14	-0.08
<i>Myriophyllum spicatum</i>	-0.25	-0.05	-0.13		-0.03	-0.14	-0.08
<i>Nasturtium microphyllum</i>		0.4		0.54	0.42		0.84
<i>Nuphar lutea</i>	0.96	1.88	1.61	-0.24	2.37	1.62	2.13
<i>Persicaria amphibia</i>	1.72	3.2	2.2	1.83	0.74	1.36	1.84
<i>Persicaria hydropiper</i>	0.03	-0.26	0.13		0	0.1	-0.18

Taxon	Score per maaivorm (b <sub>k</sub> )						
	6x6	6x12	6x24	12x6	12x12	12x24	60x0
<i>Persicaria lapathifolia</i>	-0.63	-0.14	-0.34	-0.26	-0.08	-0.37	-0.2
<i>Phalaris arundinacea</i>	0.24	-1.15	1.42	1.76	-0.62	-2.3	-0.48
<i>Phragmites australis</i>	2.28	-0.2	0.81	1.2	0.01	0.34	-0.59
<i>Poa trivialis</i>	0.2	-1.53	-1.05	0.07	0.03	0.62	-1.06
<i>Potamogeton crispus</i>	-0.61	-1.53	-0.44	-0.18	-0.1	-0.24	-0.86
<i>Potamogeton natans</i>	0.32	-0.05	-0.13		0.65	0.26	0.7
<i>Potamogeton pectinatus</i>	-0.3	1.89	0.38	-0.13	-0.12	-0.18	1.97
<i>Potamogeton pusillus</i>	-0.25	-0.05	0.77	0.08	-0.04	-0.31	-0.08
<i>Potamogeton trichoides</i>	-0.31	-0.37	0.83	-0.04	-0.04	-0.02	-0.57
<i>Ranunculus repens</i>	0.03	-0.26	-0.17		0	0.1	-0.18
<i>Ranunculus sceleratus</i>						-0.16	
<i>Riccia fluitans</i>	-0.05	0.18	0.08	0.18	0.38	-0.14	0.69
<i>Rorippa amphibia</i>	0.19			0.54			0.29
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0.05	0.18	-0.28		0.01	0.16	-0.28
<i>Salix</i> spp.	-0.08						
<i>Solidago canadensis</i>							0.46
<i>Sparganium emersum</i>	-2.59	-0.77	-1.81	0.8	-0.75	-1.26	-0.7
<i>Sparganium erectum</i>	1.54	0	0		0.01	0.34	-0.47
<i>Symphytum officinale</i>		0.92			0	-0.1	1.1
<i>Urtica dioica</i>	-0.13	0.83	0.92	-0.03	-0.02	-0.36	0.81
<i>Utricularia vulgaris</i>	-0.73	-0.52	-0.69	-0.12	-0.09	-0.15	-0.07





## Bijlage 6 Respons vegetatie op ritsbeheer in de Oude Leij

Taxa die corresponderen met taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 die het effect van maaivorm in de tijd weergeeft voor de Oude Leij. De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon op de maaivorm overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de repons, taxa met een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 worden als indifferent beschouwd.

Taxon	Score per maaivorm ( $b_k$ )						
	6x4	6x12	6x24	12x4	12x12	12x24	60x0
<i>Achillea millefolium</i>	-0.16	-0.14	-0.31	-0.17	-0.14	-0.20	-0.18
<i>Achillea ptarmica</i>					-0.21	0.10	
<i>Aegopodium podagraria</i>					-0.92		
<i>Agrostis stolonifera</i>	-1.51	-0.71	-1.31	-1.15	-0.93	-1.26	-1.07
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	0.62	-0.21	-0.01	0.55	-0.06	0.27	1.05
<i>Alopecurus geniculatus</i>	-0.16	-0.29	-0.62	-0.35	-1.38	-0.16	-0.35
<i>Alopecurus pratensis</i>		0.14			0.28	0.52	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	-0.18	0.14	-0.08	0.17	-0.11	-0.13	-0.10
<i>Bidens frondosa</i>	-0.24	0.31	-0.03	-0.83	-0.39	-0.61	-1.08
<i>Callitriche</i>	-2.96	-2.91	-2.80	-3.44	-1.00	-1.46	-3.04
<i>Cardamine pratensis</i>	-0.04	0.27	0.31	-0.09	0.42	-0.21	-0.15
<i>Cerastium fontanum</i>		0.29					
<i>Cirsium arvense</i>	0.24	0.25	-0.18	0.26	-0.44	1.71	-0.45
<i>Convolvulus sepium</i>	1.31	0.35	1.20	-0.93	0.08	2.46	0.05
<i>Dactylis glomerata</i>						0.16	0.18
<i>Elymus repens</i>	0.18	0.13			0.11		
<i>Elytrigia repens</i>	0.04	0.10	0.14		-0.33	0.37	
<i>Epilobium</i>	-0.23	-0.21	0.05	0.23	-0.01	-0.62	-0.18
<i>Equisetum arvense</i>		0.21					
<i>Festuca rubra</i>				0.24	-1.59		
<i>Galium aparine</i>	0.56	0.37				0.20	
<i>Galium palustre</i>	-0.62	0.02	-0.25	-1.08	-2.07	-1.42	0.89
<i>Geranium pusillum</i>			0.31				
<i>Glechoma hederacea</i>	0.49	1.23	0.74	1.62	0.84	0.87	1.04
<i>Glyceria fluitans</i>	0.31		0.80	0.84			2.15
<i>Holcus lanatus</i>	-1.77	-0.25	-0.71	-1.74	-1.52	-1.93	-1.31
<i>Holcus mollis</i>	-0.72	-0.59	-1.66	-1.13	-0.73	-1.46	-0.03
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>							0.38
<i>Iris pseudacorus</i>	-0.33	-0.11	0.10	-0.31	-1.33	-0.06	0.83
<i>Juncus acutiflorus</i>	-1.19	-0.97	-1.39	-1.10	-0.89	-1.18	-0.78
<i>Juncus bufonius</i>			0.14				
<i>Juncus conglomeratus</i>	-0.16	-0.14	-0.31	-0.17	-0.14	-0.20	-0.06
<i>Juncus effusus</i>	-2.05	-2.02	-2.95	-1.57	-0.90	-2.30	-1.54
<i>Lemna minor</i>	-1.88	-0.78	-1.10	-1.46	0.01	-1.57	-1.33
<i>Lemna trisulca</i>			0.08				
<i>Lotus pedunculatus</i>							0.15
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	0.31	-0.02	0.83	-0.17	-0.14	-0.20	-0.18

Taxon	Score per maaivorm (b <sub>k</sub> )						
	6x4	6x12	6x24	12x4	12x12	12x24	60x0
<i>Lycopus europaeus</i>	-0.03	0.69	0.15	0.13	-0.06	0.65	0.37
<i>Lysimachia thyrsoiflora</i>							0.49
<i>Lysimachia vulgaris</i>	-0.58	-0.27	-0.24	0.01	-1.30	-0.65	-0.31
<i>Lythrum portula</i>					0.21		
<i>Lythrum salicaria</i>	-0.16	-0.04	-0.16	0.00	-0.14	-0.20	-0.18
<i>Mentha aquatica</i>							0.45
<i>Myosotis scorpioides</i>			0.39				0.10
<i>Persicaria hydropiper</i>	0.12	0.10	0.20	-0.44	-0.25	-0.19	-0.05
<i>Peucedanum palustre</i>	-0.31	-0.14	-0.62	-0.35	-0.28	-0.40	-0.35
<i>Phalaris arundinacea</i>	0.40	-1.32	-1.41	0.02	-2.31	1.42	-0.32
<i>Phragmites australis</i>	-0.66	5.04	3.37	0.54	-0.50	-0.66	-0.56
<i>Poa trivialis</i>	-1.65	0.50	1.36	-1.22	-3.83	-1.52	-1.94
<i>Potamogeton crispus</i>	-0.15	-0.72	-0.87	-0.31	1.48	-0.73	-0.53
<i>Potamogeton natans</i>				0.44		0.13	3.36
<i>Potamogeton polygonifolius</i>		0.13		0.95			1.41
<i>Ranunculus acris</i>					-0.21		
<i>Ranunculus repens</i>	-0.45	0.04	-0.62	-0.56	-0.21	-0.60	-0.43
<i>Ranunculus sceleratus</i>	-0.16	-0.14	-0.31	-0.17	0.00	-0.20	-0.18
<i>Rubus</i>							1.40
<i>Rumex acetosa</i>	-0.37	0.88	0.13	-0.62	0.11	-0.80	-0.67
<i>Rumex obtusifolius</i>	-0.16	0.39	-0.16	-0.17	-0.14	-0.20	-0.10
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	0.02						
<i>Silene flos-cuculi</i>	0.03	0.10	0.37		-0.21		
<i>Sonchus</i>		0.14					
<i>Sparganium emersum</i>	3.28	-0.02	-0.16	-0.17	0.03	-0.20	-0.18
<i>Sparganium erectum</i>							0.15
<i>Stellaria graminea</i>	-0.98	-0.91	-0.90	-1.10	-0.89	-1.27	-1.11
<i>Stellaria uliginosa</i>			0.31				
<i>Symphytum officinale</i>	-0.64	-0.41	-0.44	-0.65	-0.95	-0.73	-0.63
<i>Typha latifolia</i>			0.64	2.18			0.08
<i>Urtica dioica</i>	0.28	0.16	0.20	1.54	-1.28	1.52	0.40
<i>Vicia cracca</i>		0.29	0.49				

## Bijlage 7 Respons macrofauna op ritsbeheer in de Vlier

Taxa die corresponderen met taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 die het effect van maaivorm op de macrofauna in de tijd weergeeft voor de Vlier. De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon op de maaivorm overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de repons, taxa met een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 worden als indifferent beschouwd.

Taxon	Respons $b_k$ per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Sphaerium</i>	-3.396	-4.103	-3.323	-4.843	-0.594	-2.965	-3.865
<i>Pisidium</i>	-3.350	-3.221	-3.049	-3.776	0.755	-0.811	-4.331
<i>Schmidtea</i>	-2.845	-2.517	-2.707	-2.344	-0.617	-2.005	-3.019
<i>Polycelis</i>	-2.816	-2.247	-1.044	-2.659	-1.666	-1.105	-2.317
<i>Bathymphalus contortus</i>	-1.887	-1.754	-2.331	-2.571	0.687	0.833	-3.228
<i>Acricotopus lucens</i>	-0.841	-1.858	-2.177	-1.975	-2.015	-0.655	-1.045
<i>Piona pusilla</i>	-1.376	-1.593	-1.965	-1.810	-0.194	-1.593	-1.456
<i>Limnesia koenikei</i>	-2.615	-2.077	-1.510	-0.386	0.767	-0.288	-1.493
<i>Laccobius</i>	-1.388	-1.526	-1.649	-1.113	0.378	-0.719	-1.635
<i>Asellus aquaticus</i>	-2.051	-2.649	-1.231	-1.466	-0.450	-0.254	-0.962
<i>Helobdella stagnalis</i>	-1.549	-1.657	-0.359	-1.757	-0.419	0.512	-1.164
<i>Cricotopus sylvestris</i> gr.	-2.003	-0.776	-2.878	-1.155	1.334	-0.955	-2.698
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	-1.077	-1.587	-1.148	-0.999	-1.494	-1.577	-1.043
<i>Lumbriculus variegatus</i>	-1.126	-1.003	-2.189	-2.046	0.034	0.386	-2.458
<i>Anisus vortex</i>	-2.553	-1.314	-1.717	-0.348	3.519	1.654	-1.115
<i>Stylaria lacustris</i>	-0.934	-1.091	-1.507	-1.443	4.171	0.467	-1.925
<i>Pionopsis lutescens</i>	-1.012	-1.047	-1.109	-1.363	0.433	-0.874	-1.330
Tubificidae	0.115	-1.252	-1.372	-0.955	0.958	1.667	-1.581
<i>Piona nodata</i>	-0.911	-0.937	-1.257	-1.218	0.235	-0.146	-1.185
<i>Aulodrilus</i>	-1.010	-1.436	-0.688	-0.848	0.115	1.718	-2.198
<i>Hippeutis complanatus</i>	-0.930	-1.278	-1.143	-0.480	-0.674	-0.565	-0.843
<i>Bithynia tentaculata</i>	-3.057	-2.141	-2.117	-0.279	1.381	0.745	-0.682
<i>Planorbarius corneus</i>	-1.714	-1.474	-0.759	-0.052	2.568	-0.075	-0.669
<i>Helochares</i>	-0.052	-0.657	-1.331	-0.679	0.578	-0.064	-1.453
<i>Piona conglobata</i>	-0.620	-0.428	-0.858	-0.806	-0.276	-0.064	-0.626
<i>Baetis vernus</i>	-0.618	-0.096	-0.530	-0.784	-0.721	-1.244	-0.344
<i>Cloeon dipterum</i>	-1.456	-0.548	-0.919	-0.595	-0.852	-0.500	-0.306
<i>Corixa</i>	-0.461	-0.588	-0.662	-0.593	-0.721	-0.592	-0.374
<i>Psectrocladius</i>	-0.634	-0.586	-0.896	-0.552	0.327	0.528	-0.978
<i>Limnesia connata</i>	-0.464	-0.429	-0.656	-0.638	0.378		-0.716
<i>Chaetocladius piger</i> gr.	-0.550	-0.509	-0.777	-0.437	0.259	-0.064	-0.849
Stratiomyidae	-0.637	-0.508	-0.898	-0.468	0.879	0.505	-0.794
<i>Hydrodroma despiciens</i>	-0.157	-0.508	-0.530	-0.784	-0.465	-0.592	-0.455
<i>Psammoryctides</i>	-0.492	-0.106	-1.041	-1.294	-0.272	-0.191	-1.222
<i>Haliplus</i>	-1.101	-0.425	-0.006	-0.845	2.369	0.947	-0.595
<i>Nepa cinerea</i>	-1.158	-0.215	-0.788	-1.276	0.889	0.024	-0.396

Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Hydrachna</i>	-0.388	-0.508	-0.530	-0.487	-0.361	0.592	0.277
<i>Limnesia undulata</i>	-0.368	-0.037	-0.471	-1.011	0.151	0.000	-1.493
<i>Culex pipiens/torrentium</i>	-0.318	-0.294	-0.449	-0.437	0.259	-0.087	-0.491
<i>Polypedilum cultellatum</i>	-0.219	0.386	-0.993	0.085	-0.361	-0.312	-0.561
<i>Alboglossiphonia hyalina</i>	-0.794	-1.016	-0.310	0.253	0.774	0.531	-1.420
<i>Theromyzon tessulatum</i>	-0.305	-0.509	-0.659	-0.615	-0.067	0.592	-0.076
<i>Parachironomus arcuatus</i> gr.	0.000	0.466	-0.331	-0.297	-0.361	-0.592	-0.187
<i>Potamothrix</i>	0.000	0.000	-0.331	-0.297	-0.361	-0.592	-0.187
<i>Cercyon convexiusculus</i>	-0.231	-0.294	-0.331	-0.297	-0.361		-0.187
<i>Cladotanytarsus</i>	0.000	-0.294	-0.331	-0.297	-0.361		-0.187
<i>Hydrodroma pilosa</i>	-0.231	-0.295	-0.331	-0.425	0.514	-0.003	-0.545
<i>Limnesia fulgida</i>	0.475	-0.295	0.067	-0.615	-0.302	0.528	-0.464
<i>Physella acuta</i>	-0.231	-0.294	0.444	-0.297	-0.361	-0.592	-0.076
<i>Arrenurus integrator</i>	-0.232	-0.215	-0.328	-0.319	0.189		-0.358
<i>Tiphys latipes</i>	-0.232	-0.215	-0.328	-0.319	0.189		-0.358
<i>Physa fontinalis</i>	-2.036	-2.186	-1.055	0.765	1.351	-0.249	-0.271
<i>Planorbis</i>	-2.324	-0.400	1.626	-0.251	2.294	-0.006	-0.487
<i>Hygrobates longipalpis</i>	-0.695	-0.540	-0.254	-0.027	0.787	1.367	-0.246
<i>Coelostoma orbiculare</i>	-0.232	-0.215	-0.328	-0.319	0.000	-0.064	-0.358
<i>Hydroporus palustris</i>	-0.232	-0.215	-0.328	-0.319	0.189	-0.064	-0.358
<i>Hydroporus umbrosus</i>	-0.232	-0.215	-0.328	-0.319	0.189	-0.064	-0.358
<i>Tubifex tubifex</i>	-0.232	-0.215	-0.328	-0.319	0.189	0.528	-0.358
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	-0.232	-0.215	-0.328	-0.128	0.189		-0.358
<i>Gyraulus crista</i>	-0.215	-0.293	-0.273	-0.261	-0.143	-0.083	-0.111
<i>Hydrobius fuscipes</i>	-0.232	-0.215	0.121	-0.319	0.378	-0.127	-0.529
<i>Plea minutissima</i>	-0.463	-0.215	-0.129	-0.319	-0.172	-0.505	-0.106
<i>Tiphys torris</i>	-0.232	-0.215	0.003	-0.319	0.189	-0.064	-0.358
<i>Sigara fossarum</i>	-0.153	-0.196	-0.220	-0.197	-0.240		-0.124
<i>Sigara scotti</i>	-0.153	-0.196	-0.220	-0.197	-0.240		-0.124
<i>Graptodytes pictus</i>	-0.157	-0.214	-0.199	-0.191	-0.293		-0.081
<i>Girardia tigrina</i>					-0.189		
<i>Xenopelopia</i>	-0.157	-0.214	-0.199	-0.191	-0.104		-0.081
<i>Notonecta</i>	-0.932	-0.296	0.268	-0.427	2.161	0.571	-0.174
<i>Agabus didymus</i>	0.000	-0.215	-0.328	-0.319	0.189	0.087	-0.171
<i>Micropsectra</i>	-0.157	-0.214	-0.199	0.128	-0.104		-0.081
<i>Arrenurus cylindricus</i>	-0.157	0.080	-0.199	-0.191	0.000		-0.081
<i>Anacaena limbata</i>	-0.550	0.080	-0.118	-0.756	0.448	-0.087	-0.849
<i>Dryops</i>	-0.636	-0.509	-0.898	-0.050	0.148	-0.074	-0.094
<i>Paratanytarsus</i>	-0.258	-0.521	0.598	-0.075	-0.286	0.413	-0.003
<i>Piona neumani</i>	-0.231	-0.294	0.328	0.341	0.104		-0.187
<i>Arrenurus globator</i>	-0.231	-0.294	-0.003	0.000	1.921	0.655	-0.187
<i>Chironomus</i>	-0.001	0.374	-0.328	0.000	0.189	2.213	-0.358
<i>Clinotanytus nervosus</i>	0.172	0.000	0.588	-0.261	-0.143	0.509	-0.111
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	-0.232	-0.215	0.003	-0.319	0.189	0.024	0.000
Lumbricidae	-0.001	-0.215	-0.328	0.319	0.000	0.693	0.133
<i>Paramerina cingulata</i>	0.058	0.000	0.074	-0.191	0.000	-0.060	0.000

Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Psectrotanypus varius</i>	0.000	0.000	0.904	0.000	0.000	0.000	0.000
<i>Gerris lacustris</i>	-0.001	-0.215	0.003	1.087	1.177	1.183	-0.358
<i>Helophorus brevipalpis</i>	-0.232	0.080	0.003	-0.319	0.189	0.592	-0.358
<i>Cloeon simile</i>						0.060	
<i>Limnodrilus</i>	0.749	0.079	0.619	-0.597	-0.293	2.083	-0.256
<i>Sigara distincta</i>							0.081
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	0.578	-0.211	0.223	1.014	0.085	-0.064	0.047
<i>Oxus longisetus</i>					0.104		
<i>Parapoynx stratiotata</i>					0.104		
<i>Unionicola crassipes</i>					0.104		
<i>Erpobdella</i>	0.114	1.001	-0.291	-0.803	2.129	0.591	-0.685
<i>Cladopelma goetghebueri</i>			0.199			0.060	
<i>Arrenurus buccinator</i>				0.191	0.104		
<i>Mideopsis orbicularis</i>				0.191	0.104		
<i>Bithynia leachi</i>	0.441	0.635	-1.656	-1.645	2.034	0.152	-1.197
<i>Arrenurus sinuator</i>	0.157						
<i>Helius</i>	0.157				-0.189		0.358
<i>Microtendipes pedellus</i> agg.	0.491			0.191		0.143	0.081
<i>Segmentina nitida</i>				0.215	0.175		0.081
<i>Lophochaeta ignota</i>	0.157	0.214					
Libellulidae				0.191			
<i>Sigara falleni</i> gr.			0.199	0.191	0.104	1.590	0.081
<i>Arrenurus crassicaudatus</i>			0.199				
<i>Cyrnus trimaculatus</i>			0.199				
<i>Rheotanytarsus</i>		0.214		0.191			
<i>Ablabesmyia</i>			0.331				0.081
Piscicolidae		0.214	0.199				
<i>Acentria ephemerella</i>	0.157	0.214	0.273				
<i>Argulus foliaceus</i>		0.214					
<i>Peltodytes caesus</i>		0.214					
<i>Stempellina bausei</i>		0.214					
<i>Erythromma najas</i>		0.215					
<i>Helophorus minutus</i>		0.215					
<i>Nemoura cinerea</i>		0.215					
<i>Hemiclepsis marginata</i>	0.231		0.199				
<i>Phaenopsectra</i>	0.634	1.490	1.515	-0.593	-0.361	0.219	0.180
<i>Gerris</i>	0.145	-0.403	-0.123	0.297	0.361		0.476
<i>Alboglossiphonia striata</i>	0.231						
<i>Dicrotendipes notatus</i>	0.231						
<i>Eylais</i>	0.231						
<i>Gyrinus substriatus</i>	0.231	0.214		0.319			
<i>Hydrometra gracilenta</i>	0.231						
<i>Oecetis furva</i>	0.231						
<i>Synendotendipes</i>	0.231						
<i>Proasellus meridianus</i>		0.215		0.261			
<i>Glyptotendipes</i>		0.294	0.199				

Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Thienemanniella majuscula</i>	0.232	0.294					
<i>Elophila nymphaeata</i>		0.214	0.331				
<i>Acroloxus lacustris</i>	0.278						
<i>Nymphula nitidulata</i>		0.294					
<i>Corynoneura scutellata</i> agg.	0.335	0.713	0.399	-0.191	0.256		-0.081
<i>Chalcolestes viridis</i>	-0.231	0.109	1.049	0.297	2.156	0.592	0.000
<i>Endochironomus albipennis</i>		0.294	0.331	0.297			
<i>Microvelia reticulata</i>				0.297			
<i>Platycnemis pennipes</i>	0.231	0.294	0.331	0.297	0.361		
<i>Radix auricularia</i>				0.297			
<i>Conchapelopia melanops</i>	0.052	1.378	0.598	-0.128	-0.049	0.897	0.301
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	0.535	0.721	0.515		0.104	0.060	0.081
<i>Ceraclea senilis</i>		0.294	0.331				
<i>Lymnaea stagnalis</i>	0.316	1.064	0.374	-0.191	1.081	0.000	0.106
<i>Eukiefferiella claripennis</i>				0.319			
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	0.231	0.466	0.199	0.319			0.358
<i>Metriocnemus hirticollis</i> agg.	0.464			0.319		0.060	
<i>Symplecta</i>				0.319			
<i>Valvata piscinalis</i>	-0.109	0.250	-0.516	2.299	2.735	2.190	0.324
<i>Tipula</i>	0.782	-0.588	0.325	0.341	-0.480	0.087	1.188
<i>Chaetarthria</i>		0.294	0.656		-0.189		0.358
<i>Laccophilus</i>		0.294					0.358
<i>Anacaena lutescens</i>			0.328				
<i>Ilybius ater</i>			0.328				
<i>Enochrus quadripunctatus</i>				0.297	0.361		
<i>Caenis robusta</i>			0.331				
<i>Cricotopus triannulatus</i>			0.331				
<i>Glossiphonia complanata</i>	0.463	0.911	0.331	0.319	0.361	0.064	0.187
<i>Limnesia maculata</i>			0.331				
<i>Oecetis lacustris</i>		0.294	0.331			0.592	
<i>Simulium</i>				0.558	0.104		
<i>Orthocladius</i>		0.466	0.199				
<i>Anopheles maculipennis</i> gr.		0.294	0.199	0.382	0.361		0.358
<i>Hydroporus planus</i>							0.358
<i>Agraylea sexmaculata</i>					0.361		
Chrysomelidae					0.361		
<i>Cybister lateralimarginalis</i>					0.361		
<i>Hygrotus impressopunctatus</i>					0.361		
<i>Hygrotus inaequalis</i>					0.361		
<i>Neumania limosa</i>					0.361		
<i>Stenopelmus rufinasus</i>					0.361		
<i>Dicrotendipes nervosus</i>	0.730	0.364	0.369	-0.097	0.051	0.548	0.360
<i>Coenagrion puella/pulchellum</i>		0.214	0.527				
<i>Stagnicola</i>						0.592	0.187
<i>Limnephilus lunatus</i>	0.461			0.319			
<i>Anax imperator</i>			0.399	0.593	0.932	0.060	0.192

Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Helophorus aequalis</i>		0.403	0.449	0.297			
<i>Proasellus coxalis</i>		0.294	0.515		-0.311	0.677	
<i>Dero digitata</i>	0.461	0.294			0.361	0.811	
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0.231					0.592	
<i>Micronecta scholtzi</i>	0.316	0.215	0.525		1.079		
<i>Nais</i>	0.477	-0.079	0.004	0.824	0.431	0.655	0.000
<i>Caenis horaria</i>	0.461	0.294	0.861				
<i>Cricotopus cylindraceus/festivellus gr.</i>	0.634	0.294					
<i>Limnophyes</i>	0.464	0.895			0.361		
<i>Sciomyzidae</i>					0.465		
<i>Hydrodroma torrenticola</i>	0.232	0.588		0.934	0.361		
<i>Mideopsis crassipes</i>		0.294	0.659				
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	0.445	0.510					
<i>Lebertia insignis</i>	0.636	0.508	0.199				
<i>Helophorus obscurus</i>			0.454			0.592	
<i>Caenis luctuosa</i>	0.547						
<i>Noterus clavicornis</i>			0.530	0.593	0.494	0.592	
<i>Piona rotundoides</i>					0.569		
<i>Hydrochoreutes krameri</i>					0.572		
<i>Curculionidae</i>						0.592	
<i>Hydrometra stagnorum</i>	0.618	0.912	-0.331	-0.297	0.361	0.592	0.732
<i>Microtendipes chloris gr.</i>						0.592	
<i>Sialis lutaria</i>						0.592	
<i>Calopteryx splendens</i>	1.483	1.946	0.604			0.060	0.192
<i>Tanytarsus</i>	1.847	1.697	0.647	0.999	0.039	0.000	0.081
<i>Velia caprai</i>				0.934	0.361	0.087	1.770
<i>Forelia variegator</i>						0.655	
<i>Arrenurus albator</i>	-0.157	0.870	1.432	0.699	1.121	-0.060	-0.268
<i>Cricotopus bicinctus</i>	1.484	1.511	0.708	0.106	0.390	1.123	0.480
<i>Ceratopogonidae</i>	0.475	0.723	0.730	1.422	-0.091	1.527	0.520
<i>Cryptochironomus</i>						0.811	
<i>Lebertia inaequalis</i>	0.758	0.849	0.834	2.219	1.136	1.591	0.295
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	0.461	1.823	1.392	0.678	0.864		
<i>Ischnura elegans</i>	1.450	2.099	0.653	0.869	1.173	0.000	-0.081
<i>Aeshna cyanea</i>		0.508	0.856	0.514	2.479	2.555	0.968
<i>Sigara striata</i>	-0.574	1.552	1.244	2.632	1.049	0.167	0.584
<i>Procladius</i>	1.136	1.422	0.647		0.969	1.996	0.129
<i>Endochironomus tendens</i>	1.214	1.184	0.454	0.297	1.082		
<i>Nanocladius dichromus/distinctus</i>		0.588	1.116			1.183	
<i>Slavina appendiculata</i>	1.286	1.157	-0.661	0.278	2.101	2.444	-0.984
<i>Ophidonais serpentina</i>	0.359	1.668	1.744	0.665	1.775	1.436	0.382
<i>Paratendipes albimanus</i>	3.070	2.389	3.175	0.546	2.446	4.341	0.371
<i>Gyraulus albus</i>	0.582	2.866	3.612	2.457	2.779	2.293	0.496



## Bijlage 8 Correlatie macrofaunarespons ritsbeheer en milieu- en habitatpreferenties

Spearman rank correlaties ( $\rho$ ) tussen de  $b_k$  taxa PRC-as 1 voor de verschillende ritsbeheerconfiguraties en de bijbehorende categoriescores voor verschillende milieu- en habitatpreferenties. Significantierempel is  $P < 0.05$ . Aantal scorende taxa met milieu- en habitatpreferenties is aangegeven met #.

Locatie	Configuratie	Correlatie	Milieu- en habitatpreferenties								
			Habitat	Saprobie	Stroming		Substraat				Trofie
			Moeras	$\alpha$ -meso- tot polysaprob	Stilstaand	Matig-snel stromend	Slib	Mineraal	Detritus	Planten	Meso-tot eutroof
Vlier	12x24	$\rho$	-0.027	-0.206	0.024	-0.079	0.201	-0.104	0.046	0.002	0.011
		P	0.802	0.042	0.819	0.444	0.115	0.416	0.720	0.989	0.916
		# taxa	88	98	96	96	63	63	63	63	97
	12x6	$\rho$	-0.251	-0.047	-0.209	0.234	0.130	0.182	-0.125	-0.277	0.249
		P	0.036	0.687	0.069	0.042	0.349	0.189	0.368	0.043	0.030
		# taxa	70	76	76	76	54	54	54	54	76
Oude Leij	6x12	$\rho$	-0.179	-0.032	-0.290	0.223	-0.036	0.114	0.076	0.029	0.197
		P	0.172	0.802	0.021	0.079	0.798	0.419	0.594	0.836	0.122
		# taxa	60	63	63	63	52	52	52	52	63
	6x24	$\rho$	-0.061	0.078	-0.112	0.105	0.006	-0.117	0.07	0.119	0.179
		P	0.642	0.541	0.383	0.415	0.964	0.409	0.621	0.401	0.162
		# taxa	60	63	63	63	52	52	52	52	63
	12x4	$\rho$	-0.191	-0.119	-0.245	0.229	0.089	0.076	0.085	-0.107	0.243
		P	0.136	0.342	0.049	0.067	0.518	0.582	0.539	0.438	0.051
		# taxa	62	66	65	65	55	55	55	55	65
	12x12	$\rho$	0.039	-0.073	-0.163	0.15	0.203	0.153	0.015	-0.097	0.11
		P	0.753	0.542	0.172	0.208	0.123	0.248	0.909	0.466	0.361
		#	68	73	72	72	59	59	59	59	71

## Bijlage 9 Respons macrofauna op ritsbeheer in de Oude Leij

Taxa die corresponderen met taxon scores ( $b_k$ ) horend bij de PRC-as 1 die het effect van maaivorm op de macrofauna in de tijd weergeeft voor de Oude Leij. De score geeft aan in hoeverre de respons van het taxon op de maaivorm overeenkomt met de gemeenschap in zijn geheel, waarbij een positief getal een toename weergeeft en een negatief getal een afname. Des te hoger of lager de score, des te sterker de repons, taxa met een  $b_k$  tussen de -0.5 en 0.5 worden als indifferent beschouwd.

Taxon	Respons $b_k$ per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Aulodrilus</i>	-0.314	-2.175	-3.391	-0.914	-2.750	- 1.828	-0.315
Ceratopogonidae	-1.791	-3.116	-3.291	-1.344	-2.813	- 1.276	-0.021
<i>Agabus didymus</i>	-2.709	-1.534	-0.602	-1.582	-1.972	- 1.800	-1.131
<i>Tipula</i>	-1.220	-1.457	-0.406	-1.296	-1.559	- 1.739	-1.895
<i>Graptodytes pictus</i>	-0.768	-0.692	-1.689	-1.257	-1.715	- 1.354	-1.585
Tubificidae	-0.484	-1.161	-1.929	-1.259	-1.538	- 1.240	-1.076
<i>Laccobius</i>	-0.346	-1.543	-1.315	-1.142	0.812	0.261	-1.336
<i>Pisidium</i>	0.105	-1.326	-2.866	-1.124	-3.030	- 0.087	-0.439
<i>Procladius</i>	-0.370	-1.420	-2.012	-1.066	-1.647	- 1.008	0.676
<i>Macropelopia adauca</i>	-0.591	-0.134	-2.825	-0.864	-1.871	- 1.284	-0.700
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	-1.120	-0.591	-1.927	-0.816	-2.072	0.650	-0.135
<i>Cricotopus sylvestris</i> gr.	-0.904	0.715	-0.387	-1.022	-0.902	- 0.253	-0.744
<i>Simulium</i>	-1.644	-1.860	-0.754	-0.019	-0.637	0.491	2.171
<i>Clinotanytus nervosus</i>	-0.517	-0.908	-0.863	-0.618	-0.713	- 0.549	-0.196
<i>Ilyodrilus templetoni</i>	0.123	-0.908	-0.863	-0.618	-0.713	- 0.549	-0.391
<i>Lymnaea stagnalis</i>	-0.871	-0.325	-0.238	-0.579	-0.446	- 0.692	-0.604
<i>Gerris lacustris</i>	-0.274	-0.561	-1.033	-0.707	-0.125	- 0.660	0.652
<i>Radix auricularia</i>	-0.448	-0.787	-0.748	-0.535	-0.618	- 0.475	-0.339
<i>Laccophilus</i>	-0.386	-0.454	-0.717	-0.480	-0.577	- 0.459	-0.054
<i>Paratendipes albimanus</i>	0.000	-1.076	-0.592	-0.423	-0.845	- 0.376	0.054

Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Hydrobius fuscipes</i>	-0.286	-0.401	-0.399	-0.467	-0.510	- 0.372	-0.705
<i>Limnodrilus</i>	-0.354	-0.622	-0.592	-0.423	-0.132	- 0.376	-0.268
<i>Acricotopus lucens</i>	-0.254	-0.450	-0.570	-0.343	1.117	- 0.369	-0.231
<i>Lumbriculus variegatus</i>	0.494	-0.281	-0.812	-0.315	-0.955	0.370	-0.361
<i>Cercyon marinus</i>	-0.259	-0.454	-0.432	-0.309	-0.357	- 0.090	0.000
<i>Chaetarthria</i>	-0.259	-0.454	-0.432	-0.309	-0.357	- 0.275	-0.196
<i>Pilaria</i>	-0.259	-0.454	-0.432	-0.309	-0.357	- 0.275	0.000
<i>Helophorus obscurus</i>	-0.259	-0.454	-0.432	-0.138	-0.357	- 0.275	-0.196
<i>Cataclysta lemnata</i>	-0.613	-0.168	0.272	-0.423	-0.268	- 0.651	-0.268
<i>Gyrinus substriatus</i>	-0.259	-0.044	-0.432	0.032	-0.357	- 0.275	0.414
<i>Hyphydrus ovatus</i>	-0.127	-0.225	-0.285	-0.172	-0.221	- 0.185	-0.250
<i>Orthocladius</i>	-0.127	-0.225	-0.285	0.561	-0.221	0.000	-0.250
<i>Rheocricotopus</i>	-0.127	-0.225	-0.285	-0.172	-0.221	- 0.185	-0.250
<i>Velia caprai</i>	-0.529	-0.281	-0.206	0.548	0.035	- 0.361	3.379
<i>Agabus sturmii</i>	-0.773	-0.205	-0.300	0.372	0.108	- 0.068	-0.319
<i>Anopheles claviger</i>	-0.386	-0.205	-0.150	-0.171	-0.056	- 0.264	-0.257
<i>Helophorus minutus</i>	-0.386	-0.205	-0.150	-0.171	-0.056	- 0.264	-0.257
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	-0.186	-0.037	-0.422	-0.171	-0.769	- 0.813	0.011
<i>Limnephilus marmoratus</i>	-0.127	-0.225	-0.285	-0.172	0.136	0.000	-0.250
<i>Cloeon simile</i>	0.000	-0.205	0.000	-0.171	0.000	- 0.264	-0.257
<i>Coelostoma orbiculare</i>	-0.386	-0.205	1.019	-0.171	-0.056	0.196	-0.257
<i>Slavina appendiculata</i>	-0.773	-0.161	0.131	-0.088	-0.168	- 0.791	-0.113
<i>Helophorus aequalis</i>	-0.386	0.000	-0.150	-0.171	0.056	0.546	-0.257
<i>Hygrobates longipalpis</i>	0.000	-0.205	-0.150	-0.171	-0.056	0.000	-0.257
<i>Procloeon bifidum</i>	0.386	-0.205	-0.150	-0.171	-0.056	0.456	-0.257
<i>Chaetocladus piger</i> gr.	-0.149	0.191	0.112	-0.049	-0.444	- 0.167	-0.509
<i>Anacaena globulus</i>	-0.390	0.450	-0.294	-0.137	-0.713	0.459	0.000
<i>Berosus signaticollis</i>	-0.386	0.020	-0.150	-0.171	-0.056	- 0.079	-0.008

Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Helochares</i>	0.000	0.020	-0.150	0.000	-0.056	-0.264	-0.257
<i>Dryops</i>	-0.088	-0.611	-0.054	-0.256	0.368	1.119	0.925
<i>Agabus bipustulatus</i>	-0.348	-0.701	-0.211	-0.037	0.413	0.169	0.128
<i>Limnophyes</i>	-0.026	-0.557	-0.549	0.397	-0.930	0.108	0.124
<i>Gerris</i>	0.000	-0.205	0.238	0.000	0.077	0.000	-0.257
<i>Sigara striata</i>	0.938	0.205	0.000	-0.272	0.333	0.252	-0.095
<i>Ophidonais serpentina</i>	0.656	0.020	0.770	0.681	-0.056	-0.264	-0.062
<i>Bithynia leachi</i>					0.056		
<i>Corixa</i>					0.056		
<i>Gammarus pulex</i>					0.056		
<i>Hesperocorixa linnaei</i>					0.056		
<i>Micronecta scholtzi</i>					0.056		
<i>Plea minutissima</i>					0.056		
<i>Planorbarius corneus</i>					0.112		
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>					0.112		
<i>Gerris thoracicus</i>	0.127						
<i>Hydroglyphus geminus</i>	0.127						
<i>Hydroporus nigrita</i>	0.127						
<i>Hydraena testacea</i>	0.132	-0.225	-0.285	0.137	-0.221	0.459	0.484
<i>Cricotopus intersectus</i> agg.			0.150				
<i>Valvata piscinalis</i>			0.150				
<i>Ablabesmyia</i>					0.056		0.250
<i>Stempellinella edwardsi</i>					0.056	0.264	
<i>Helophorus brevipalpis</i>	0.773	0.000	-0.150	0.171	0.000	0.448	0.257
<i>Microvelia pygmaea</i>				0.171			
<i>Sialis lutaria</i>	0.127			0.171			0.342
<i>Tiphys scaurus</i>				0.171			
<i>Zavrelia</i>				0.171			
<i>Cercyon sternalis</i>						0.185	
<i>Anacaena lutescens</i>	-0.772	0.188	0.902	0.742	0.789	-0.347	-0.257
<i>Aeshna mixta</i>							0.196
<i>Calopteryx splendens</i>							0.196
<i>Paraphaenocladus</i>							0.196
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>							0.196
<i>Ochthebius minimus</i>		0.225				0.185	
<i>Forelia variegator</i>		0.205					
<i>Limnesia koenikei</i>	0.386	0.205			0.056		
<i>Prodiamesa olivacea</i>		0.205		0.171		0.264	
<i>Symplecta</i>		0.205					
<i>Paratrichocladus rufiventris</i>	0.127		0.285				
<i>Cladotanytarsus</i>	0.259			0.171			

Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Psectrocladius</i>						0.185	0.250
Dolichopodidae	0.127			0.309			
<i>Argyroneta aquatica</i>	0.259				0.221	0.185	
<i>Dytiscus</i>		0.225	0.150	0.172	0.277		0.849
<i>Microcara testacea</i>		0.225					
<i>Sigara falleni</i> gr.		0.225					
<i>Xenopelopia</i>					0.221		0.250
<i>Cercyon convexiusculus</i>					0.221		0.268
<i>Graphoderus</i>				0.234			0.257
Enchytraeidae	0.773	0.861	0.300	0.171	0.089		0.196
<i>Endochironomus tendens</i>		0.454		0.172			0.250
<i>Hydrochus brevis</i>							0.250
<i>Polycelis</i>							0.250
<i>Pristina</i>							0.250
<i>Limnephilus lunatus</i>	0.140	0.253	-1.284	1.882	-0.020	0.396	1.794
Syrphidae							0.257
<i>Helophorus strigifrons</i>	0.259						
<i>Liopterus haemorrhoidalis</i>	0.259						
<i>Noterus crassicornis</i>	0.259						
<i>Psectrotanypus varius</i>					0.221	0.264	0.507
<i>Tricyphona</i>						0.264	
<i>Hydroporus palustris</i>						0.275	0.257
<i>Molophilus</i>		0.281					
<i>Anabolia nervosa</i>		0.205				0.361	
<i>Microtendipes chloris</i> gr.	0.259			0.309			
<i>Cercyon ustulatus</i>			0.285				
<i>Diplocladius cultriger</i>			0.285				
<i>Glyphotaelius pellucidus</i>			0.285				
<i>Helophorus grandis</i>			0.285				
<i>Hydrochus crenatus</i>			0.285				
<i>Ferrissia fragilis</i>	0.287						
<i>Aeshna cyanea</i>				0.309			0.268
<i>Oecetis lacustris</i>				0.309			0.268
Curculionidae	0.386						0.196
<i>Nepa cinerea</i>	0.386		0.863		0.056		0.196
<i>Ilybius fuliginosus</i>					0.089		0.515
<i>Aedes</i>				0.309			
<i>Caenis horaria</i>				0.309			
<i>Erpobdella</i>			0.432	0.309	0.056		
<i>Eylais</i>				0.309			
<i>Metriocnemus hygropetricus</i> agg.				0.309			
<i>Triaenodes bicolor</i>				0.309			
<i>Sigara semistriata</i>				0.171	0.469	0.361	0.257

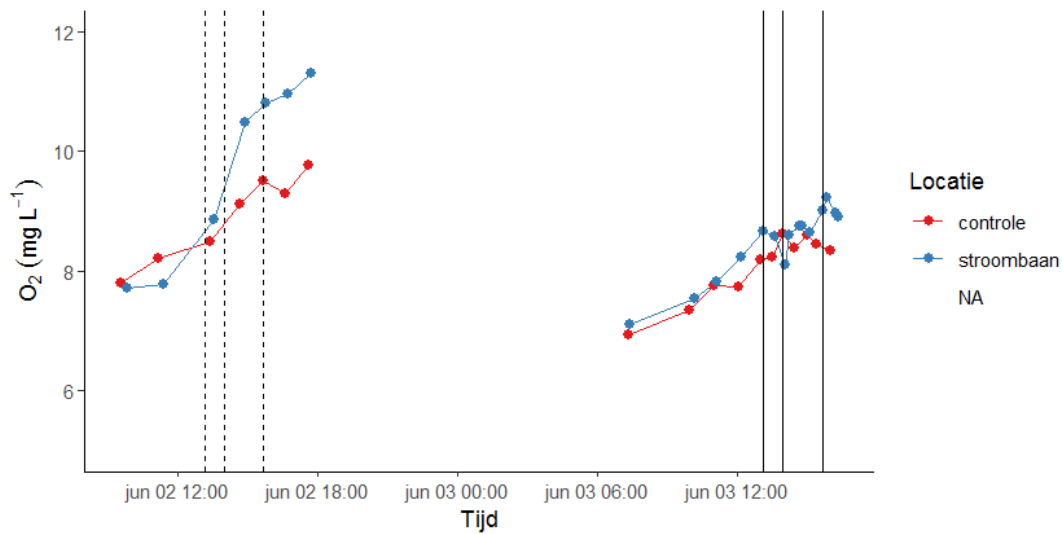
Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Limnophila</i>	0.386					0.264	
<i>Tanytarsus</i>	0.331	0.286	-0.453	2.423	0.077	1.260	2.769
<i>Polypedilum nubeculosum</i>							0.353
<i>Ischnura elegans</i>	0.994	0.000	0.364	1.336	0.357	-0.275	-0.196
<i>Paratanytarsus</i>		0.659			0.357		0.196
<i>Nais</i>	-1.421	-1.025	-1.868	0.358	1.011	0.400	0.838
<i>Calliphoridae</i>	0.386						
<i>Polypedilum cultellatum</i>	0.386						
<i>Ptychoptera albimana</i>	0.386						
<i>Rhagionidae</i>	0.386						
<i>Tabanidae</i>	0.386						
<i>Libellulidae</i>	0.203	0.908	-0.684	0.527	-0.488	0.388	0.704
<i>Lumbricidae</i>			0.390			0.185	0.852
<i>Metriocnemus terrester</i> agg.	0.711				0.056	0.418	
<i>Zavreliomyia</i>				0.341			0.500
<i>Enochrus coarctatus</i>			0.432				
<i>Potthastia longimanus</i>			0.432				
<i>Thienemanniella majuscula</i>	0.259	0.454	0.432	0.309	0.488	0.802	0.196
<i>Oulimnius rivularis</i>	0.410	0.454					
<i>Helius</i>	0.259	1.113	0.432	0.788	0.277	0.640	0.445
<i>Hydrometra stagnorum</i>		0.454					0.445
<i>Galba truncatula</i>	0.788	0.454		0.172	0.791	0.185	
<i>Hygrotus decoratus</i>		0.454					
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	1.417	0.454	0.592	0.681	-0.056	0.376	-0.257
<i>Halipilus</i>	1.029	1.242	0.492	-0.818	-0.307	-1.392	0.462
<i>Stratiomyidae</i>							0.464
<i>Colymbetes fuscus</i>		0.679					0.250
<i>Baetis vernus</i>	0.210	2.841	0.717	0.468	-0.961	2.223	0.201
<i>Chironomus</i>		0.225	0.390	0.594			0.567
<i>Endochironomus albipennis</i>					0.488		
<i>Lebertia inaequalis</i>	0.000	2.086	0.732	0.372	0.488	1.539	0.346
<i>Stylaria lacustris</i>	0.759	1.411	1.413	0.489	-0.261	0.047	-0.211
<i>Oxyethira</i>	-0.915	-0.032	0.336	1.118	2.083	0.560	0.492
<i>Notonecta</i>	1.289	0.310	0.520	1.107	1.127	-0.166	0.367
<i>Corynoneura coronata</i>	0.529				0.056	0.681	
<i>Bidessus unistriatus</i>			0.570				
<i>Hydroporus pubescens</i>							0.602
<i>Mystacides azureus</i>					0.357		0.864
<i>Aplexa hypnorum</i>					0.798		0.464
<i>Limnephilus flavicornis</i>	0.259			0.976	0.302		1.080
<i>Metriocnemus inopinatus</i>	0.669						

Taxon	Respons b <sub>k</sub> per configuratie (lengte blok x lengte tussenruimte in m)						
	6x6	6x12	6x24	12x12	12x24	12x6	60x0
<i>Physella acuta</i>	3.666	0.722	0.457	0.425	1.502	2.291	-0.278
<i>Elophila nymphaeata</i>			0.285	1.520		0.275	1.195
<i>Chalcolestes viridis</i>							0.764
<i>Lonchopteridae</i>	0.773						
<i>Cricotopus bicinctus</i>	0.585	0.790	0.524	1.173	1.466	1.068	0.123
<i>Conchapelopia melanops</i>	0.333	1.379	-0.214	2.246	0.810	1.386	0.270
<i>Phaenopsectra</i>	0.709	1.076	0.206	1.871	1.454	0.870	0.268
<i>Culiseta morsitans</i>				0.515	1.649	0.369	1.237
<i>Psychodidae</i>	2.625	0.486		1.284	0.154	1.390	0.353
<i>Rhantus exsoletus</i>	0.915						
<i>Noterus clavicornis</i>	2.173				0.133	1.054	
<i>Metriocnemus hirticollis</i> agg.	2.963	0.463	0.917	1.649	0.549	1.802	1.055
<i>Micropsectra</i>	-0.728	0.139	-0.441	1.630	1.279	1.474	1.072
<i>Anacaena bipustulata</i>	0.127			1.139			1.183
<i>Anacaena limbata</i>	2.238	2.371	1.190	0.582	-0.252	1.727	0.547
<i>Dixella</i>	1.302	0.606	1.230	1.192	0.469	2.093	0.610
<i>Corynoneura scutellata</i> agg.	4.328	1.829	0.557	1.199	0.905	2.106	1.019
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0.831	4.240	3.221	1.641	1.094	1.417	-1.226
<i>Gyraulus albus</i>	2.115	-0.205	0.221	2.268	2.352	0.286	3.380
<i>Cloeon dipterum</i>	2.159	2.757	1.922	2.013	2.754	1.927	2.274
<i>Nemoura cinerea</i>	0.430	0.789	2.274	3.018	2.247	2.527	3.751
<i>Sphaerium</i>	2.291						
<i>Proasellus coxalis</i>	1.763	1.909	-0.799	5.338	4.080	4.885	5.784

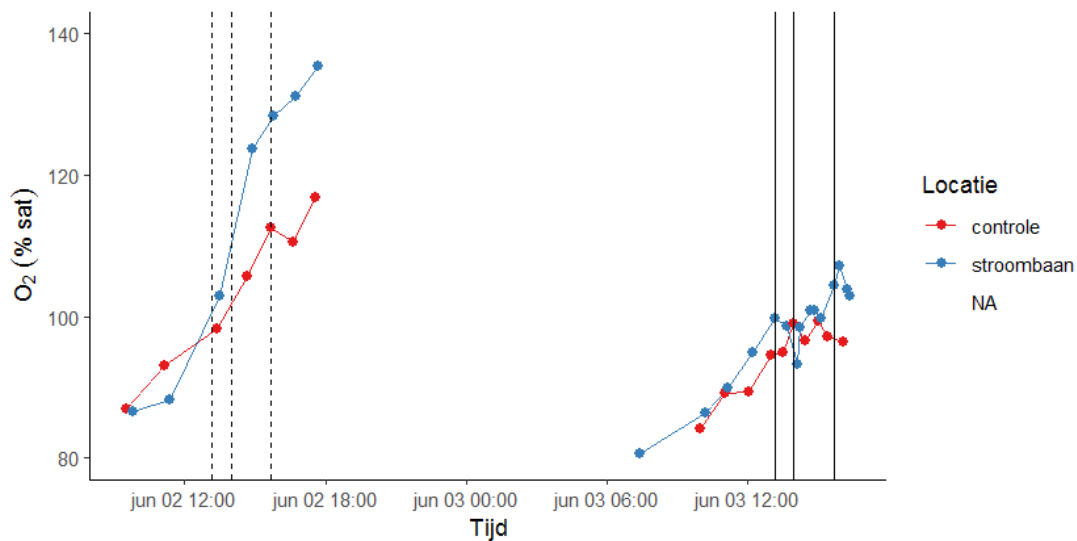




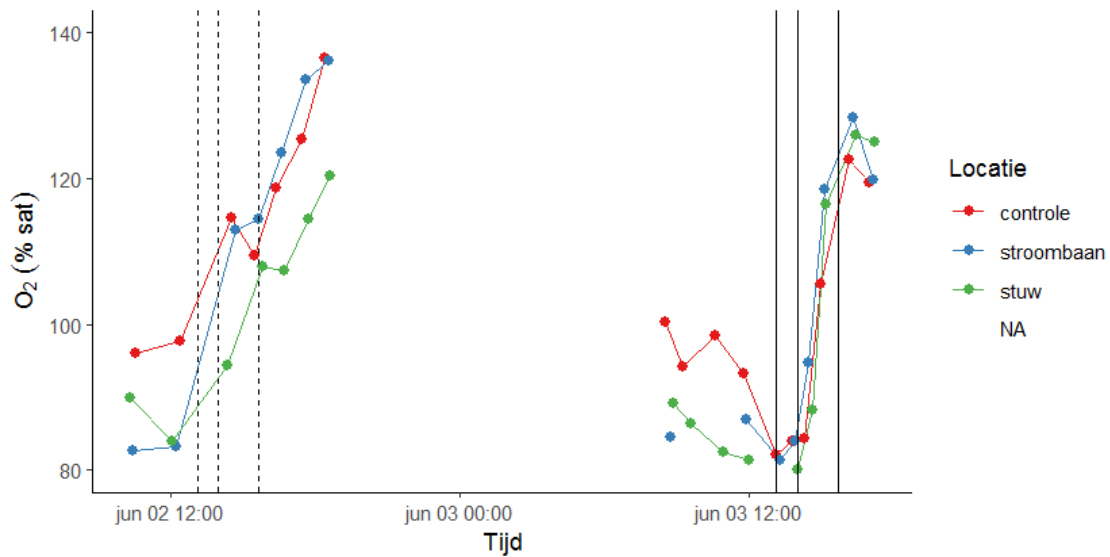
## Bijlage 10 Overige figuren waterkwaliteitsanalyse



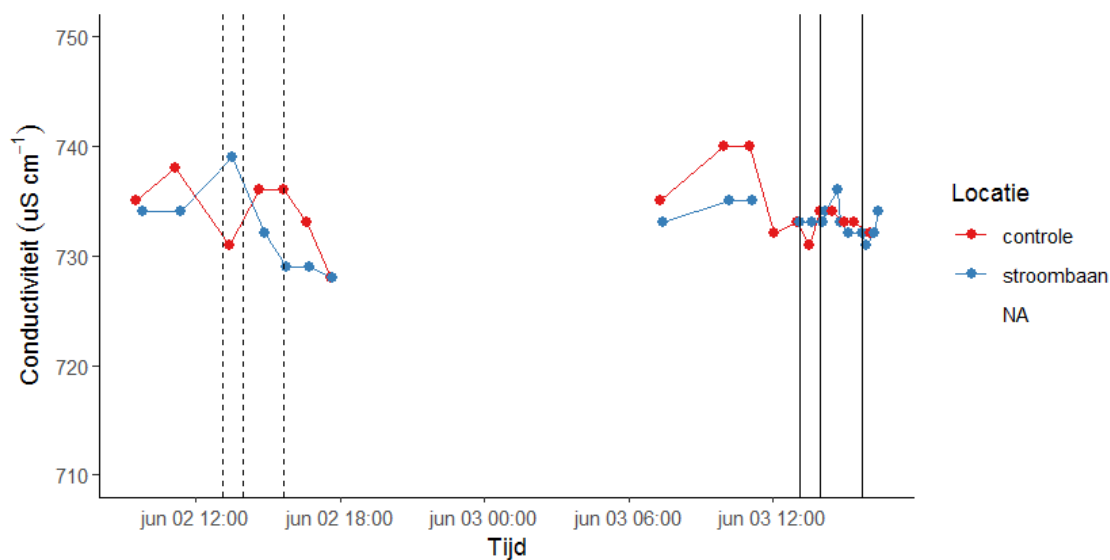
**Figuur B10.1.** Opgeloste zuurstofconcentratie ( $mg L^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



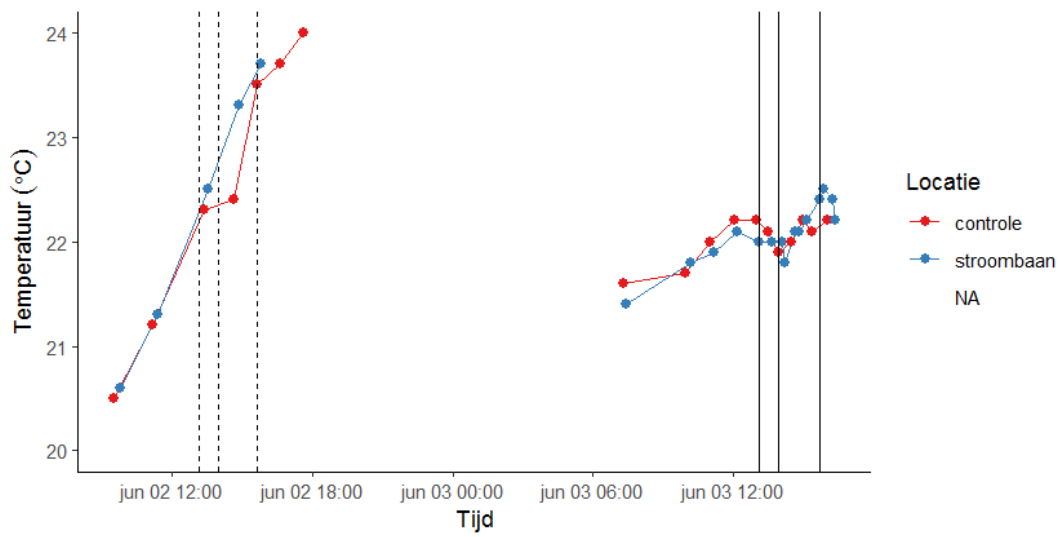
**Figuur B10.2.** Opgeloste zuurstofconcentratie (% saturatie) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



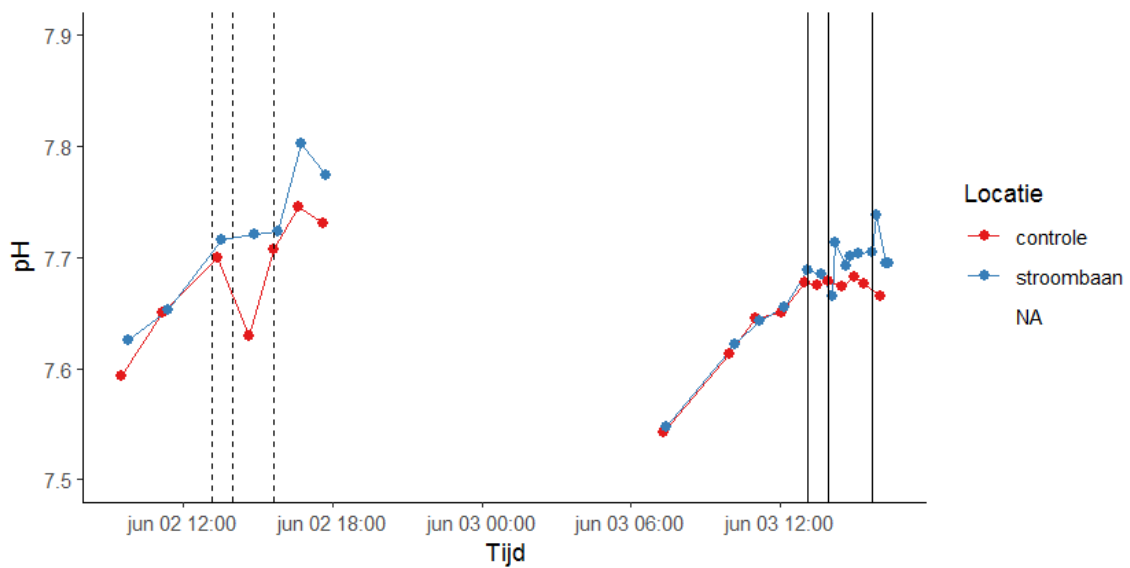
**Figuur B10.3.** Opgeloste zuurstofconcentratie (% saturatie) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.



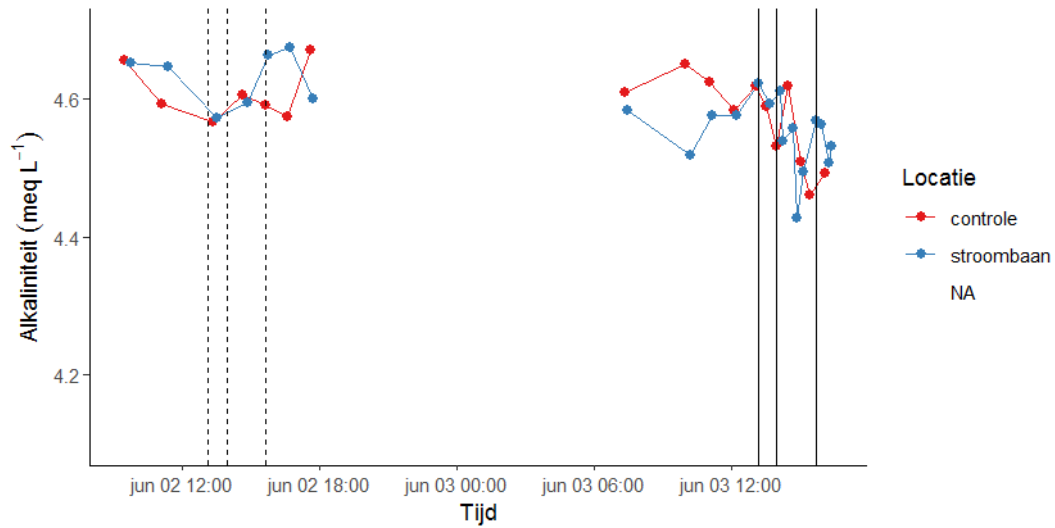
**Figuur B10.4.** Geleidendheid ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



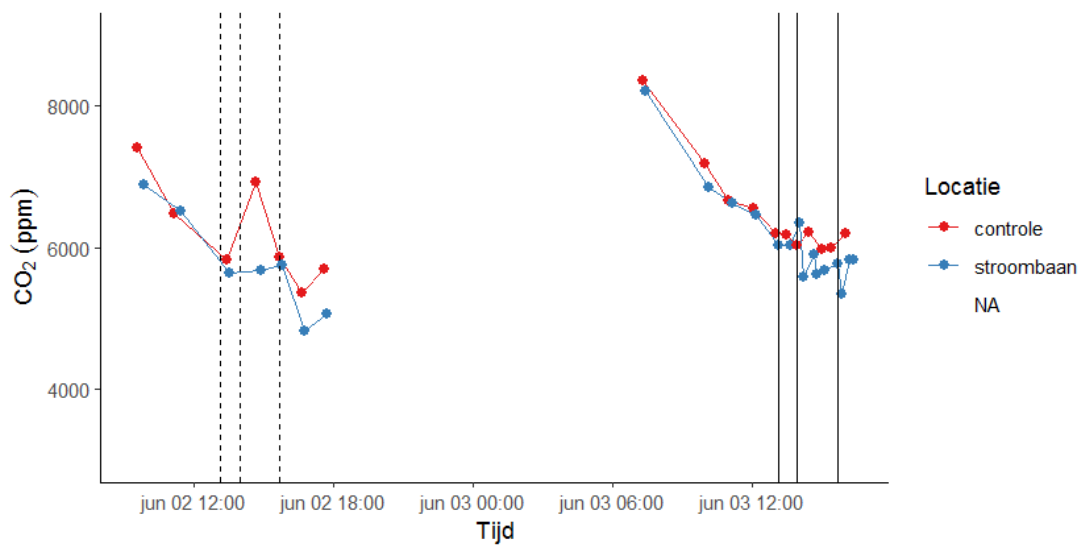
**Figuur B10.5.** pH de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



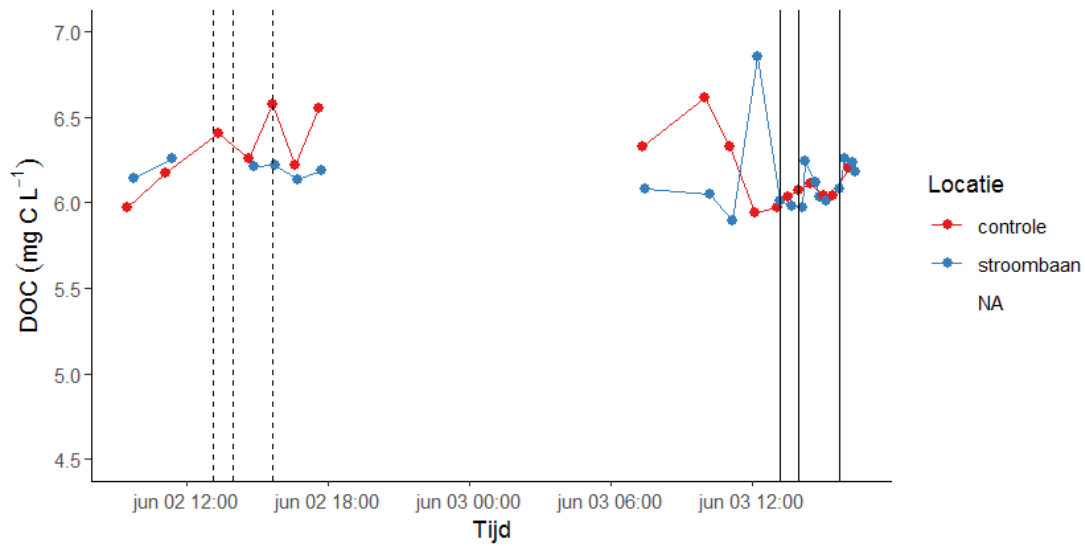
**Figuur B10.6.** Temperatuur (°C) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



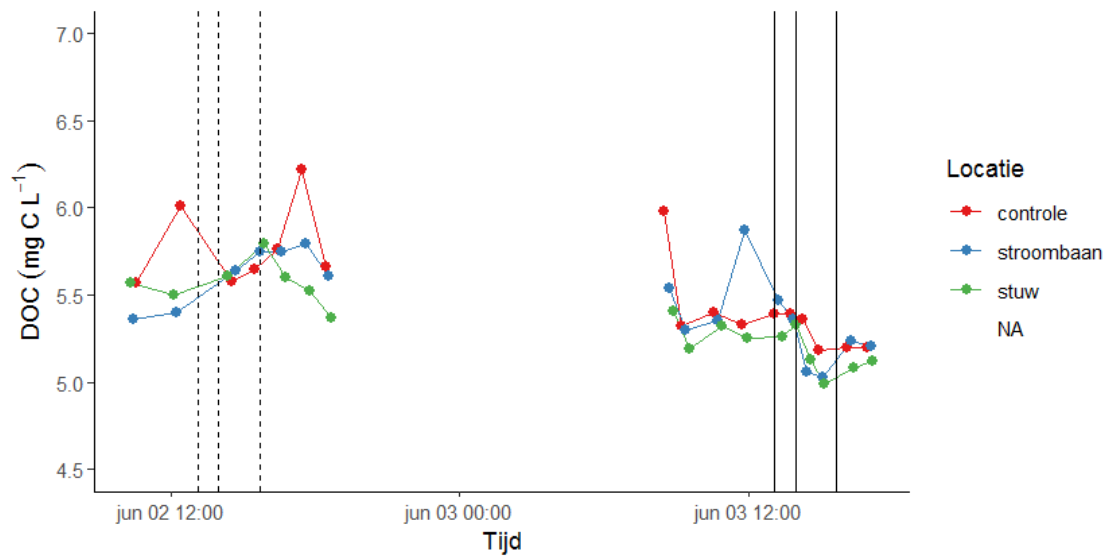
**Figuur B10.7.** Alkaliniteit (meq L<sup>-1</sup>) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



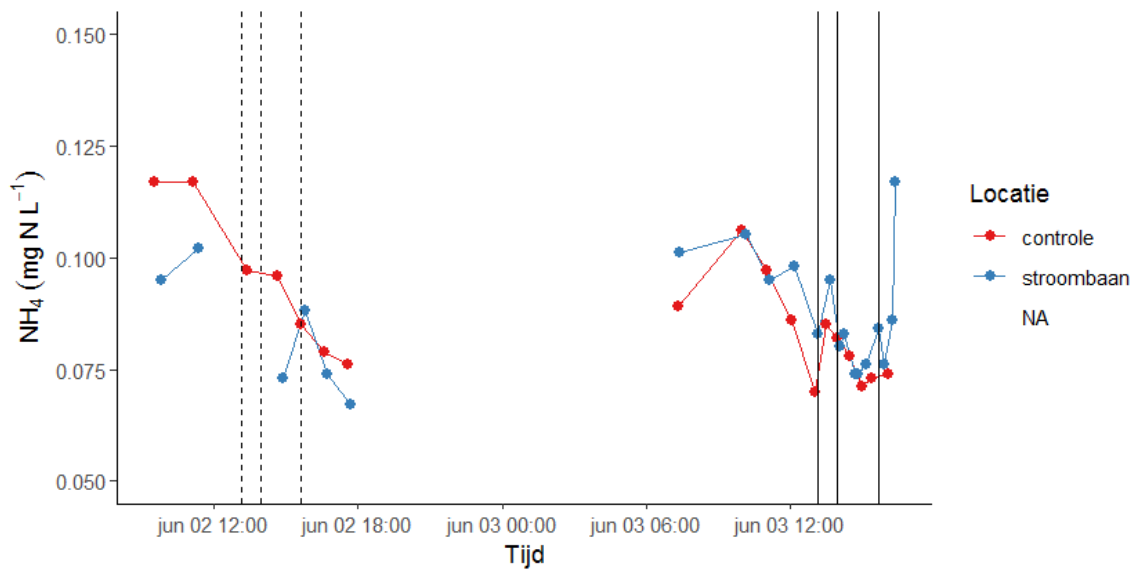
**Figuur B10.8.** CO<sub>2</sub> (ppm) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



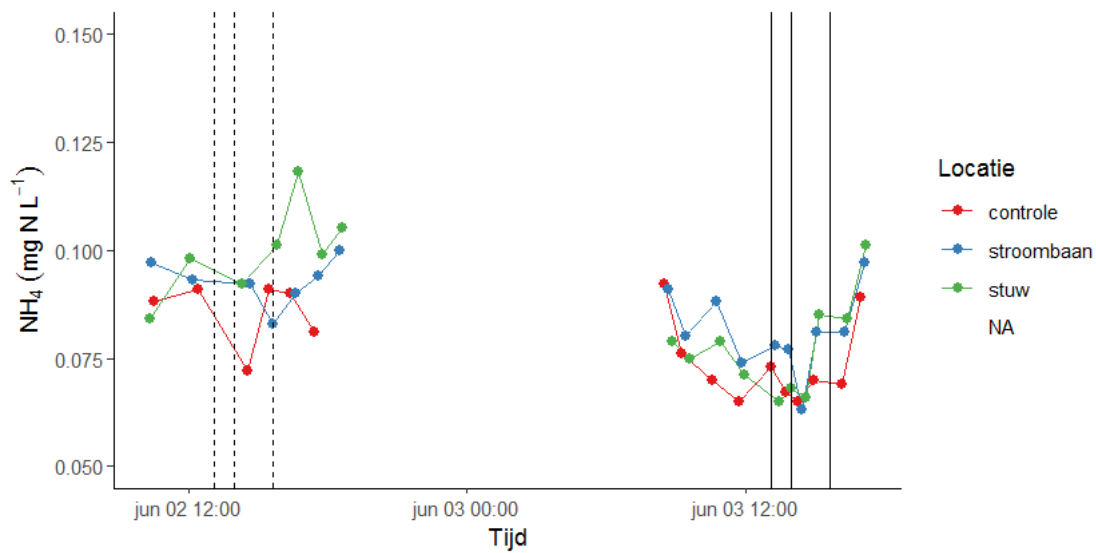
**Figuur B10.9.** DOC ( $\text{mg C L}^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



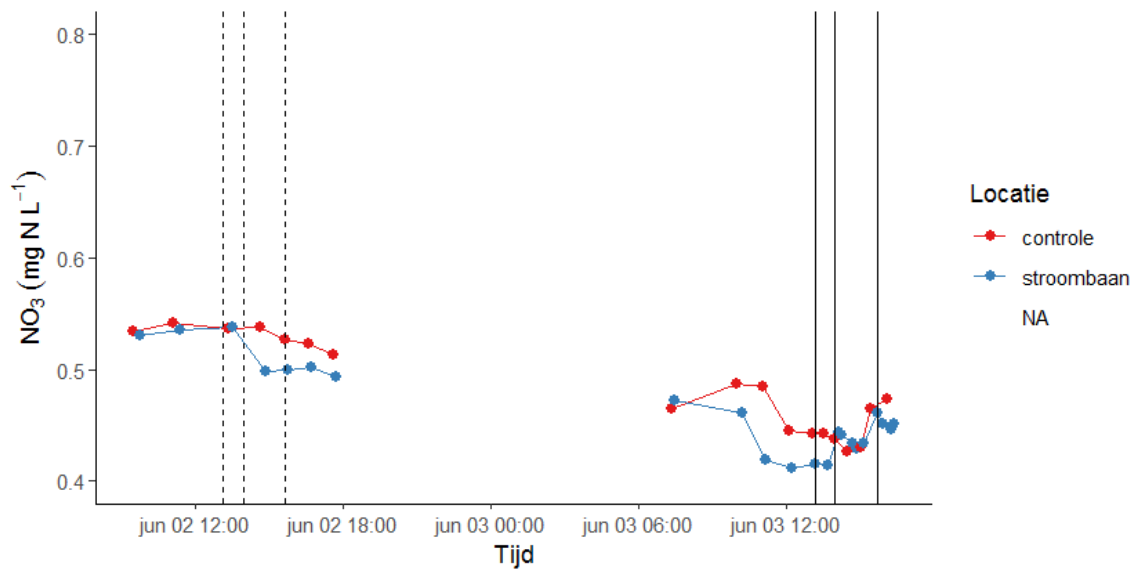
**Figuur B10.10.** DOC ( $\text{mg C L}^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.



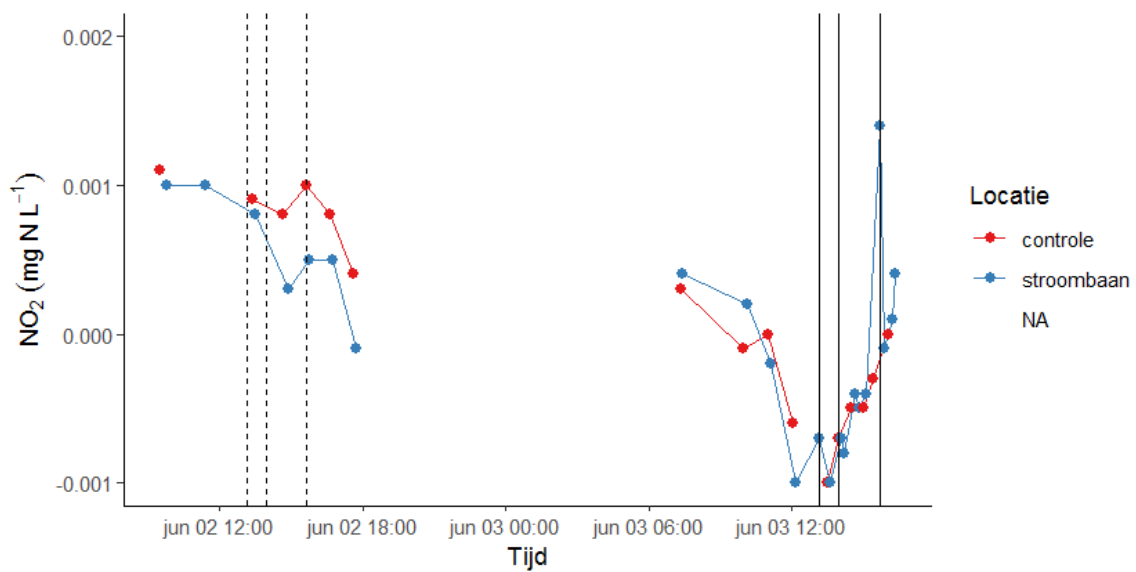
**Figuur B10.11.**  $NH_4$  ( $mg\ N\ L^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



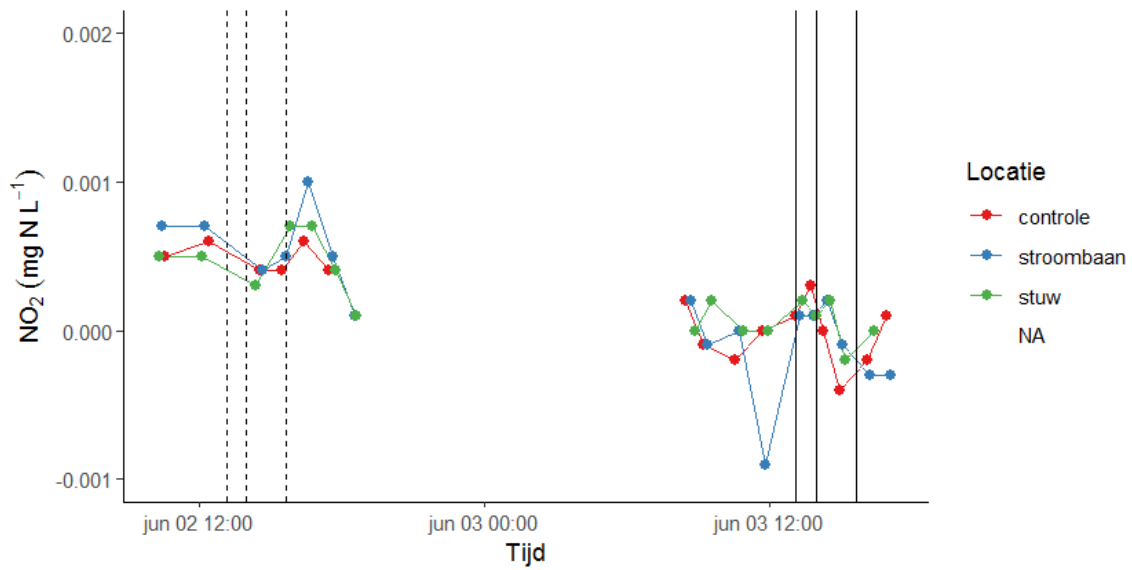
**Figuur B10.12.**  $NH_4$  ( $mg\ N\ L^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.



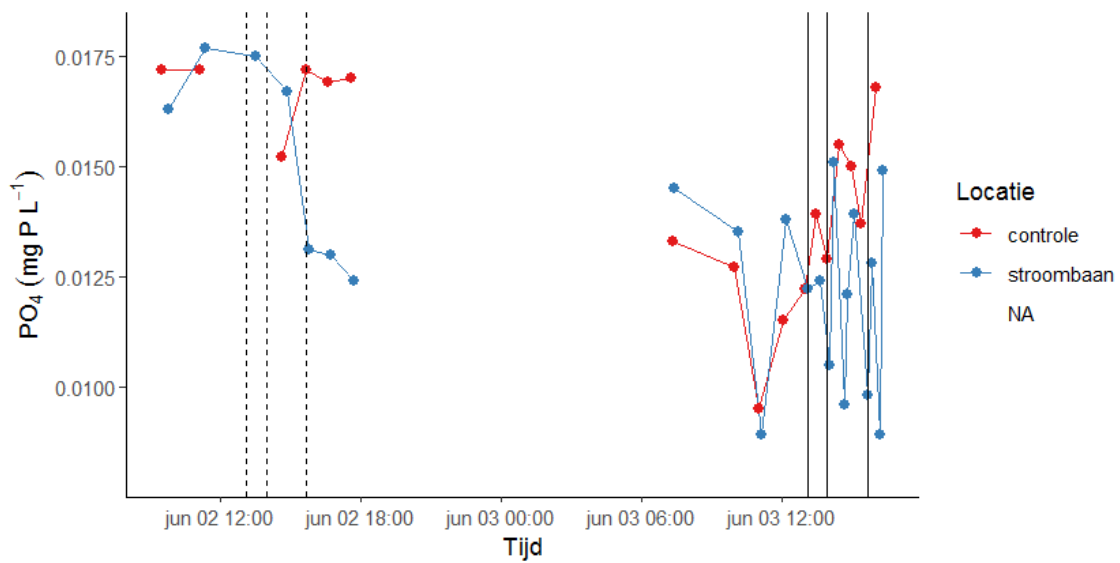
**Figuur B10.13.** NO<sub>3</sub> (mg N L<sup>-1</sup>) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



**Figuur B10.14.** NO<sub>2</sub> (mg N L<sup>-1</sup>) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.

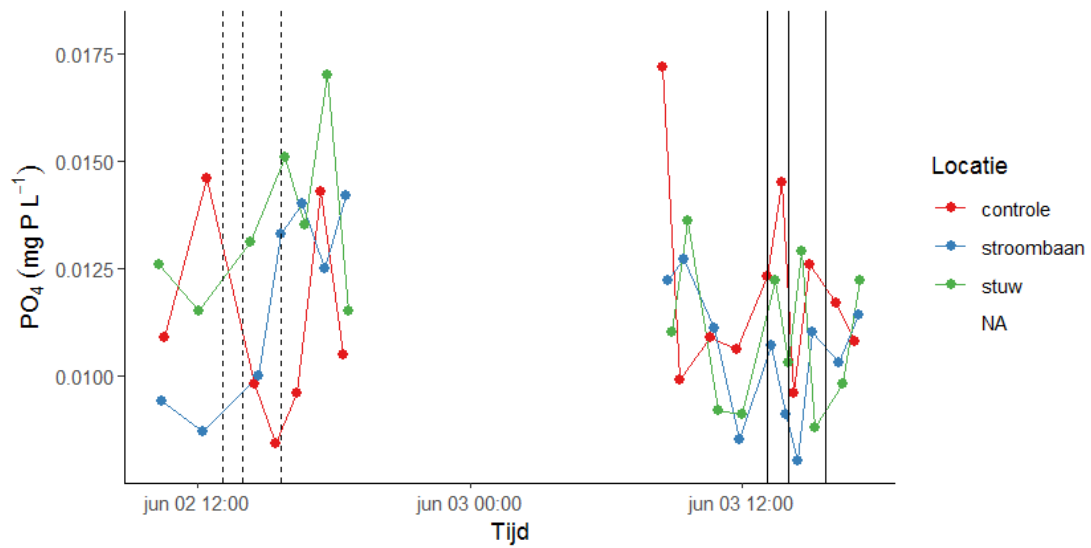


**Figuur B10.15.**  $NO_2$  ( $mg\ N\ L^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.

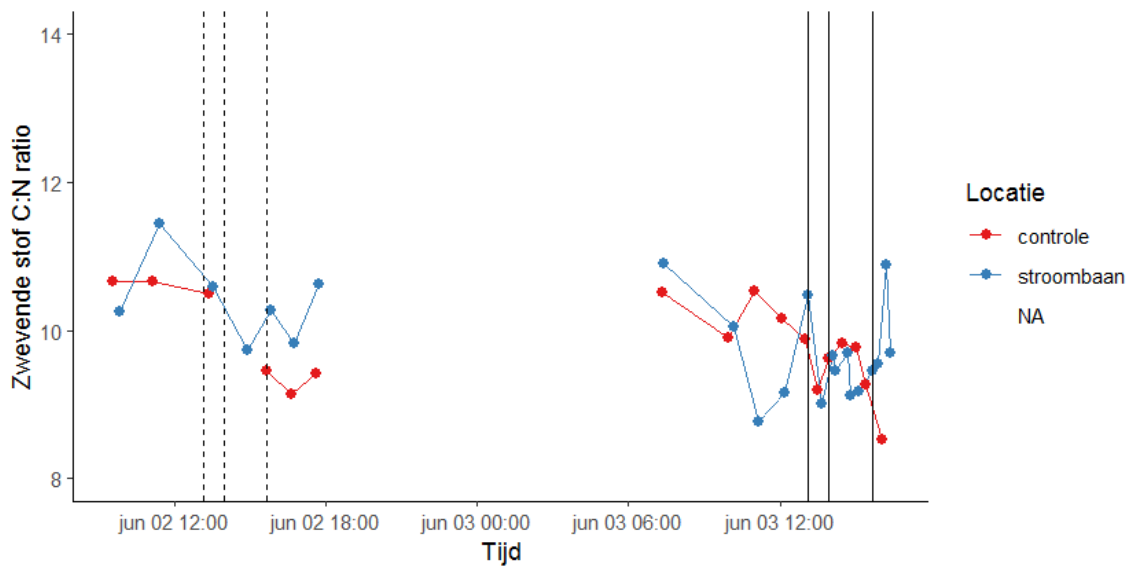


**Figuur B10.16.**  $PO_4$  ( $mg\ P\ L^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.

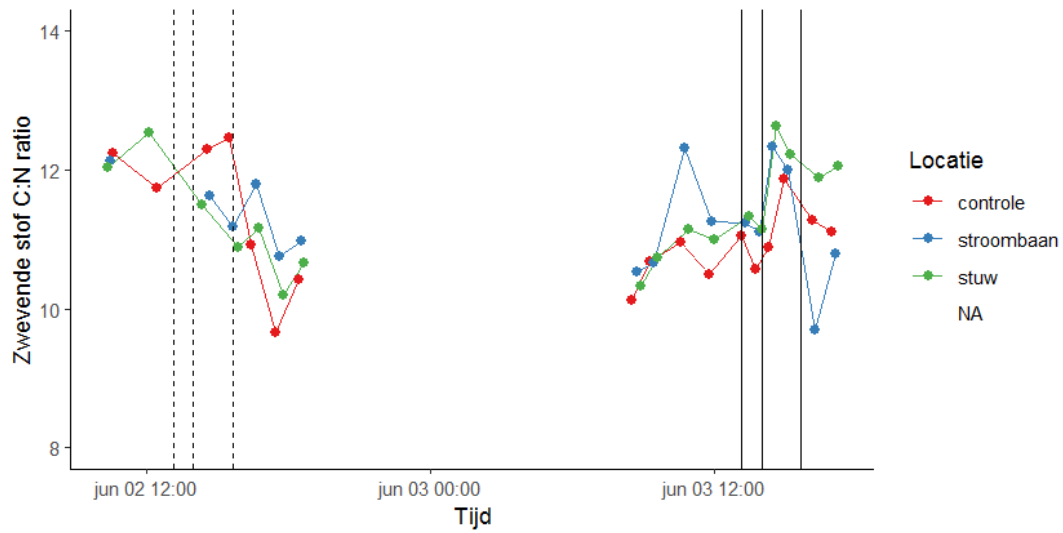




**Figuur B10.17.**  $PO_4$  ( $mg\ P\ L^{-1}$ ) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.



**Figuur B10.18.** Zwevende stof (C:N ratio) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomafwaarts gemeten.



**Figuur B10.19.** *Zwevende stof (C:N ratio) de dag voor het maaien en tijdens het maaien, stroomopwaarts gemeten.*

**ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit**

**o+bn**

**Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:**

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



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

**Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)**

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

Alle publicaties en  
producten van het  
OBN Kennisnetwerk  
zijn te vinden op  
[www.natuurkennis.nl](http://www.natuurkennis.nl)

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

**o+bn**



Ministerie van Landbouw,  
Natuur en Voedselkwaliteit

