



---

# Kleinschalige maatregelen in Noord-Brabantse beken

Resultaten van de veldexperimenten

Ralf Verdonshot, Piet Verdonshot, Mieke Moeleker, Albert Dees, Mark Scheepens, Ineke Barten, Mirja Kits, Jacco de Hoog, Jolanda Bauwens, Daniël Coenen, Angelique van Vugt, Sandra Roovers, Martin Stamhuis, Monique van Kempen en Bart Brugmans



---

# Kleinschalige maatregelen in Noord-Brabantse beken

## Resultaten van de veldexperimenten

Ralf Verdonschot<sup>1</sup>, Piet Verdonschot<sup>1,2</sup>, Mieke Moeleker<sup>3,4</sup>, Albert Dees<sup>4</sup>, Mark Scheepens<sup>5</sup>, Ineke Barten<sup>5</sup>, Mirja Kits<sup>5</sup>, Jacco de Hoog<sup>5</sup>, Jolanda Bauwens<sup>6</sup>, Daniël Coenen<sup>7</sup>, Angelique van Vugt<sup>8</sup>, Sandra Roovers<sup>9</sup>, Martin Stamhuis<sup>8</sup>, Monique van Kempen<sup>6</sup> en Bart Brugmans<sup>3</sup>

1 Wageningen Environmental Research

2 Universiteit van Amsterdam

3 Waterschap Aa en Maas

4 AQUON

5 Waterschap de Dommel

6 Provincie Noord-Brabant

7 Staatsbosbeheer

8 Waterschap Brabantse Delta

9 Movares

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Environmental Research in opdracht van Waterschap Aa en Maas, Waterschap de Dommel, Waterschap Brabantse Delta, Provincie Noord-Brabant.

Wageningen Environmental Research

Wageningen, juli 2021

---

Gereviewd door:

Intern binnen projectgroep, onderzoeksresultaten zijn gepubliceerd in tijdschrift H<sub>2</sub>O Online

Akkoord voor publicatie:

Niet van toepassing op dit document

Rapport 3098

ISSN 1566-7197



**Provincie Noord-Brabant**



---

Verdonschot, R., P. Verdonschot, M. Moeleker, A. Dees, M. Scheepens, I. Barten, M. Kits, J. de Hoog, J. Bauwens, D. Coenen, A. van Vugt, S. Roovers, M. Stamhuis, M. van Kempen, B. Brugmans, 2021. *Kleinschalige maatregelen in Noord-Brabantse beken; Resultaten van de veldexperimenten*. Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 3098. 84 blz.; 44 fig.; 14 tab.; 68 ref.

Trefwoorden: beekherstel, herstelmaatregelen, ecologische kwaliteit, macrofauna, vegetatie, bouwen met natuur

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/549195> of op [www.wur.nl/environmental-research](http://www.wur.nl/environmental-research) (ga naar 'Wageningen Environmental Research' in de grijze balk onderaan). Wageningen Environmental Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© 2021 Wageningen Environmental Research (instituut binnen de rechtspersoon Stichting Wageningen Research), Postbus 47, 6700 AA Wageningen, T 0317 48 07 00, [www.wur.nl/environmental-research](http://www.wur.nl/environmental-research). Wageningen Environmental Research is onderdeel van Wageningen University & Research.

- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking van deze uitgave is toegestaan mits met duidelijke bronvermelding.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor commerciële doeleinden en/of geldelijk gewin.
- Overname, verveelvoudiging of openbaarmaking is niet toegestaan voor die gedeelten van deze uitgave waarvan duidelijk is dat de auteursrechten liggen bij derden en/of zijn voorbehouden.

Wageningen Environmental Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.



Wageningen Environmental Research werkt sinds 2003 met een ISO 9001 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. In 2006 heeft Wageningen Environmental Research een milieuzorgsysteem geïmplementeerd, gecertificeerd volgens de norm ISO 14001. Wageningen Environmental Research geeft via ISO 26000 invulling aan haar maatschappelijke verantwoordelijkheid.

Wageningen Environmental Research Rapport 3098 | ISSN 1566-7197  
STOWA-rapportnummer: 2021-33  
ISBN: 978-94-6395-866-0

Beeldmateriaal: Ralf Verdonschot, Mark Scheepens, Bart Brugmans, Piet Verdonschot en Albert Dees

---

# Inhoud

	<b>Verantwoording</b>	<b>5</b>
	<b>Woord vooraf</b>	<b>7</b>
<b>1</b>	<b>Introductie</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Beschaduwning door beekbegeleidende bomen</b>	<b>12</b>
	2.1 Invloed van beekbegeleidende bomen op de ecologische kwaliteit van Noord-Brabantse beken	12
	2.2 De relatie tussen beschaduwning en de groei van waterplanten in twee beken in Noord-Brabant	20
<b>3</b>	<b>Inbrengen van houtpakketten</b>	<b>30</b>
	3.1 Evaluatie van de ecologische effectiviteit van de houtconstructies in de Snelle Loop	30
	3.2 Effecten van houtpakketten op de beekmacrofauna	37
<b>4</b>	<b>Aanbrengen van grindbedden</b>	<b>44</b>
	4.1 De ecologische meerwaarde van het aanbrengen van grindbedden in de Tongelreep	44
<b>5</b>	<b>Extensief maaibeheer</b>	<b>54</b>
	5.1 Effect van stroombaanmaaien op de ecologische kwaliteit van de Lage Raam: een verkennend onderzoek	54
	5.2 De ecologische meerwaarde van extensiever maaien in beken	61
	5.3 Heeft ritsbeheer meerwaarde voor de ecologie in beken?	70
<b>6</b>	<b>Synthese</b>	<b>77</b>

---

---

# Verantwoording

Rapport: 3098

Projectnummer: 5200043234

Wageningen Environmental Research (WENR) hecht grote waarde aan de kwaliteit van zijn eindproducten. Een review van de rapporten op wetenschappelijke kwaliteit door een referent maakt standaard onderdeel uit van ons kwaliteitsbeleid.

Akkoord Referent die het rapport heeft beoordeeld,

Niet van toepassing op dit document; review binnen projectgroep, onderzoeksresultaten zijn gepubliceerd in tijdschrift H<sub>2</sub>O Online

Akkoord teamleider voor de inhoud,

Niet van toepassing op dit document





---

# Woord vooraf

Voor u ligt een overzicht van het langjarige project 'Kleinschalige Maatregelen in Brabantse Beken'. Dit overzicht omvat alle artikelen die zijn geplaatst op H<sub>2</sub>O Online en een synthese van alle onderzoeksresultaten.

Kleinschalige herstelmaatregelen in beken, zoals beschaduwen, het inbrengen van hout en het extensiveren van het maaibeheer, kunnen leiden tot belangrijke ecologische winst. Ze gaan uit van het principe van bouwen met natuur, waarbij de maatregelen aansluiten bij natuurlijke processen of deze in gang te zetten om zo ecologische verbeteringen te realiseren.

De Nederlandse terrein- en waterbeheerders staan voor de opgave om de hydrologische doelen van klimaatadaptatie (lees: tegengaan van wateroverlast, droogte en hitte) op een zorgvuldige manier te koppelen aan de ecologische doelen van de Kaderrichtlijn Water (lees: het herstel van biodiversiteit). Ze investeren hierbij in het hydrologisch en ecologisch herstel van beken en rivieren, door het gehele stroomgebied in ogenschouw te nemen. Dit vraagt om een adequate aanpak op (boven)regionale en lokale schaal. De STOWA ontwikkelde voor zo'n stroomgebiedsanalyse de 'Ecologische Sleutelfactoren', waarbij voortgeborduurd wordt op de 5-S-systematiek. In deze systematiek wordt het watersysteem bekeken aan de hand van 'S-en': Systeemvoorwaarden, Stroming, Structuren, Stoffen en Soorten (planten en dieren).

Kleinschalige maatregelen maken deel uit van een breder pakket aan maatregelen dat nodig is voor het herstel van beeksystemen. Ook al zijn de grootschalige hydrologische en waterkwaliteitsproblemen nog niet opgelost — zo hebben we de hydrologische sponswerking van het landschap nog niet hersteld en ook al heeft het Rijk (lees: LNV) de nitraatrichtlijn nog niet afgestemd op de Kaderrichtlijn Water — toch kan het heel zinvol zijn om op lokaal niveau al te werken aan het creëren van meer variatie in stroming en structuur/substraten. Het verbetert namelijk het ecologisch functioneren van het beekstelsel en bereidt de beek voor op de komst van nieuwe soorten. Zo ontstaat een robuuster ecosysteem.

Laat deze informatie een bron van inspiratie zijn om ook zelf te gaan bouwen met natuur via kleinschalige maatregelen. Verwonder je over de aquatische natuur en laat de aquatische natuur op haar beurt jou weer verwonderen.

Ir E.H.J.M. (Ernest) de Groot

*Voorzitter stuurgroep Bouwen met Natuur*

*Voorzitter CoP Beken en Rivieren*

*Dagelijks Bestuurder / Loco Dijkgraaf waterschap Aa en Maas*



# 1 Introductie

## Aanleiding

Beekherstel door middel van grootschalige herinrichting, zoals hermeanderen en herprofileren van de beek, wordt regelmatig door waterbeheerders ingezet om de ecologische kwaliteit van laaglandbeken te verhogen [1]. Het blijkt echter dat positieve effecten op de ecologische kwaliteit, uitgedrukt in bijvoorbeeld een toename van indicatorsoorten, vaak tegenvallen [2]. Daar zijn verschillende oorzaken voor. Zo kunnen niet de juiste milieu- en habitatomstandigheden zijn gecreëerd voor de doelsoorten of zijn niet alle stressoren weggenomen die beperkend zijn, hebben de ingrepen zelf juist voor een verstoring gezorgd of is er een gebrek aan bronpopulaties van doelsoorten [3, 4]. Verder vraagt grootschalige herinrichting veel ruimte, iets wat op de meeste plekken momenteel niet voorhanden is zonder dat dit leidt tot grote functiewijzigingen in het beekdallandschap.

Oplossingen worden daarom steeds vaker gezocht worden in kleinschaligere ingrepen in de beek of aanpassingen in het beheer. Voorbeelden zijn een extensiever beheer van de watergang of meer bomen langs de beek (Afbeelding 1.1). In tegenstelling tot de technische interventie in het systeem bij herinrichting, wordt er met dit type maatregelen zo veel mogelijk aangesloten bij natuurlijke processen of wordt geprobeerd deze in gang te zetten om zo ecologische verbeteringen te bewerkstelligen. Dit wordt ook wel bouwen-met-natuur (BmN) genoemd. Het idee hierbij is dat door de kleinschalige en geleidelijke aanpak de levensgemeenschap gemakkelijker mee kan ontwikkelen. Hiervoor is een goede theoretische onderbouwing, maar goed gedocumenteerde voorbeelden ontbreken veelal, zeker die zijn toegespitst op de Nederlandse laaglandbeken.



**Afbeelding 1.1** Twee vormen van beekherstel: Grootschalige technische interventie in het beekstelsel door herinrichting (links) of kleinschalige maatregelen waarbij wordt aangesloten bij natuurlijke processen, zoals het inbrengen van dood hout (rechts).

## Doel

Om het draagvlak voor kleinschalige maatregelen te vergroten, is in 2014 door waterschap Aa en Maas, de Dommel en Brabantse Delta en de provincie Noord-Brabant samen met Wageningen Environmental Research een project gestart om Brabantbreed te verkennen wat de effectiviteit is van verschillende kleinschalige maatregelen (Afbeelding 1.2). Het opbouwen van kennis over de effecten, maar ook de uitvoering en mogelijkheden tot sturing zijn nodig om dit type maatregelen breder gedragen te krijgen in het waterbeheer en -beleid.

## Aanpak

Het project bestond uit het verzamelen van informatie uit de wetenschappelijke literatuur over potentieel geschikte kleinschalige maatregelen en om kennisleemtes in te vullen, gecombineerd met

onderzoek waarin de ecologische effectiviteit van de maatregelen in een veld-experimentele setting in de praktijk is getest.

In het literatuuronderzoek zijn zes kleinschalige maatregelen geïdentificeerd: beschaduwden, extensiever maaien, hout inbrengen, grind inbrengen, zandsuppletie en peilbeheer.

De bevindingen van de literatuurstudies zijn in een STOWA-publicatie gebundeld [5]:

<https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202017/STOWA%202017-16.pdf>.

Ook is er een poster uitgebracht waarop de belangrijkste aandachtspunten voor het beheer zijn uitgebeeld: <https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202017/Poster%202017-16.pdf>.



**Afbeelding 1.2** Veldbezoek projectteam veldexperiment houtpakketten in de Beekloop (mei 2017).

In de periode 2014-2020 zijn vier kleinschalige maatregelen op basis van de analyse van bestaande data en experimenten in het veld onderzocht in verschillende beken in Noord-Brabant:

1. Beschaduwden van watergangen met beekbegeleidende bomen;
2. Extensiever maaien van de water- en oevervegetatie;
3. Inbrengen van dood hout;
4. Aanleggen van grindbedden.

Uitgangspunt om de effecten te beoordelen, was telkens de ecologische effectiviteit voor de macrofauna en/of de vegetatie. Om de zeggingskracht van de onderzoeken te vergroten, is zo veel mogelijk geprobeerd de onderzoekslocaties over de provincie Noord-Brabant te spreiden.

In 2017 is er een koppeling gemaakt met het OBN-STOWA-project 'Aangepast beheer en kleinschalige maatregelen in beken', waarbinnen de maatregelen extensiever maaien en het inbrengen van hout op

---

landelijke schaal zijn onderzocht. De Brabantse onderzoekslocaties zijn in dit onderzoek meegenomen en tegelijkertijd is de kennis die voortvloeide uit dit project weer hier gebruikt. De rapportage van dit project [6] is te vinden op: [https://www.natuurkennis.nl/Uploaded\\_files/Publicaties/obn-2016-83-be-beekonderhoud-eindrapport.4c60ca.pdf](https://www.natuurkennis.nl/Uploaded_files/Publicaties/obn-2016-83-be-beekonderhoud-eindrapport.4c60ca.pdf).

Synergie werd gecreëerd door samenwerking met de STOWA werkgroep Bouwen met Natuur, wat onder andere resulteerde in de Deltafact 'Bouwen met Natuur bij herstel van beken; effectiviteit van maatregelen': <https://www.stowa.nl/deltafacts/waterkwaliteit/diversen/bouwen-met-natuur-bij-herstel-van-beken-effectiviteit-van>.

### **Leeswijzer**

In dit document zijn de resultaten van de onderzoeken gebundeld. In de verschillende hoofdstukken worden de vier maatregelen apart besproken. Het afsluitende hoofdstuk vormt de synthese, waarin de bevindingen bij elkaar zijn gebracht. Hierin is aangegeven met welke ingrepen en aanpassingen in het beheer en onderhoud de grootste ecologische verbetering bewerkstelligd kan worden, zodat maatregelen kunnen worden geprioriteerd. Het vormt daarmee een aanvulling op het eerder verschenen kennisoverzicht kleinschalige maatregelen [5]. Er is ook expliciet ingegaan op de randvoorwaarden voor kleinschalige maatregelen, zodat bepaald kan worden waar kleinschalige maatregelen realistisch zijn en waar naar andere oplossingen gezocht moet worden.

### **Literatuur**

1. Didderen, K., Verdonschot, P., Knegt, B., Besse-Lototskaya, A. (2008) Enquête beek(dal)herstelprojecten 2004-2008; evaluatie van beekherstel over de periode 1960-2008 en analyse van effecten van 9 voorbeeldprojecten. Alterra-rapport 1858. Wageningen, Alterra.
2. 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.
3. Roni, P., Hanson, K. & Beechie, T. (2008) Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management*, 28, 856–890.
4. Hering D., Aroviita J., Baattrup-Pedersen A., Brabec K., Buijse T., Ecke F., Friberg N., Gielczewski M., Januschke K., Köhler J., Kupilas B., Lorenz A.W., Muhar S., Paillex A., Poppe M., Schmidt T., Schmutz S., Vermaat J., Verdonschot P.F.M., Verdonschot R.C.M., Wolter C., Kail J. (2015) Contrasting the roles of section length and instream habitat enhancement for river restoration success: a field study on 20 European restoration projects. *Journal of Applied Ecology* 52: 1518-1527
5. 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.
6. Verdonschot, R., Penning, E., Berends, K., Schoelynck, J., Reitsema, R., Verdonschot, P. (2021) Aangepast beheer en onderhoud en kleinschalige maatregelen in beken. Rapport-nummer 2021/OBN243-BE, VBNE, Driebergen.

---

## 2 Beschaduwning door beekbegeleidende bomen

### 2.1 Invloed van beekbegeleidende bomen op de ecologische kwaliteit van Noord-Brabantse beken

Gepubliceerd als: Verdonschot, R., Brugmans, B., Scheepens, M., Coenen, D., Verdonschot, P. (2016) *Invloed van beekbegeleidende bomen op de ecologische kwaliteit van Noord-Brabantse beken*. H<sub>2</sub>O-Online 28 juli 2016.  
<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/invloed-van-beekbegeleidende-bomen-op-de-ecologische-kwaliteit-van-noord-brabantse-beken>

**Monitoringsdata van Brabantse beken laten zien dat bomen belangrijk zijn voor het halen van ecologische doelen. Echter, voor maximale effectiviteit met betrekking tot vegetatieontwikkeling en koeling van het beekwater voldoet alleen de zwaarste beschaduwingsklasse (> 70%) en moet gestreefd worden naar lange beschaduwde trajecten. Macrofauna profiteert vooral via de door bomen gegenereerde substraatdifferentiatie. Het toepassen van beschaduwning brengt voor de waterschappen wel grote uitdagingen met zich mee. Verder blijkt uit de data-analyse dat jaarrond voldoende stroming een vereiste is voor de ecologische doelrealisatie in de trajecten.**

Beekbegeleidend bos vervult een sleutelrol in laaglandbeken, bijvoorbeeld door het dempen van de watertemperatuur, vermindering van lichtinval, aanvoer van voedsel en habitatvorming (blad en hout), afvangen van inspoelende voedingsstoffen en het vastleggen van oevers [1, 2, 3]. Hoewel de positieve effecten duidelijk zijn, ontbreekt vaak een nadere kwantificering. Om meer duidelijkheid te krijgen over de rol van bomen langs laaglandbeken is daarom een meta-analyse uitgevoerd op basis van biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische meetgegevens van de Brabantse waterschappen Aa en Maas, De Dommel en Brabantse Delta, verzameld op locaties variërend in de mate van beschaduwning. Het doel hiervan was meer helderheid te verschaffen in de effecten die het beschaduwen van Brabantse watergangen kan hebben op: i) de waterplantenontwikkeling, ii) de maximale watertemperatuur, iii) het zuurstofgehalte, iv) de stroomsnelheid en v) de ecologische kwaliteit, afgeleid van de macrofauna.

#### Aanpak

Voor 53 meetpunten in beken in Noord-Brabant zijn de biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische meetgegevens vanaf het jaar 2000 geanalyseerd. De meetpunten zijn geselecteerd op databeschikbaarheid, waarbij voor de chemiereeksen van maandelijkse metingen en voor de biologiebemonsteringen van ten minste vijf jaar het selectiecriteria waren.

De beschaduwning van de meetpunten is uitgedrukt in drie getallen (Tabel 2.1). Op monsterpuntschaal (50 m beeklengte) is een indeling gebruikt in vier klassen (1: < 10%, 2: 10-40%, 3: 40-70%, 4: > 70%). Op beektrajectschaal (tot 2 km bovenstrooms van het meetpunt) is aan de hand van gebiedskennis en luchtfoto's bepaald over welke beeklengte er boomkruinen boven de beek aanwezig waren en welk gedeelte hiervan bestond uit bos/singels. Een bomenrij of solitaire bomen telden niet mee.

De bedekking van de watergang met vegetatie op de monsterpunten werd afgeleid van de bedekkingspercentages van emergente, submerse en drijvende vegetatie. Zowel de mediane waarde als het maximum in de meetperiode werd gebruikt om vast te stellen bij welk beschaduwingspercentage de vegetatiebedekking duidelijk afnam. Omdat andere factoren, zoals voedingsstoffengehalten, dimensies van de watergang en stroming de waterplantenontwikkeling kunnen beïnvloeden, zijn deze in de analyses meegenomen (Tabel 2.1).

Ten slotte is een aantal parameters bekeken die beïnvloed kunnen worden door de aanwezigheid van bomen langs de beek, namelijk de mate van substraatdifferentiatie (klassen volgens het Handboek hydrobiologie), de maximale watertemperatuur (90-percentiel van de maandelijkse dagmetingen) en de minimale zuurstofconcentratie (10-percentiel van de maandelijkse dagmetingen). Om de invloed van extreme waarden te verminderen, zijn in plaats van de absolute uitersten percentielen gebruikt.

**Tabel 2.1** In de analyses gebruikte parameters.

Element	Parameter	Range meetpunten (n = 53)		
		mediaan	min.	max.
Vegetatie	Bedekking watervegetatie (%; mediaan)	13	0	80
	Bedekking watervegetatie (%; maximum)	45	0	100
Beschaduwing	Beschaduwing meetpunt (klassen)	< 10%	<10%	> 70%
	Trajectlengte met boomkruinen boven de beek tot 2 km bovenstrooms meetpunt (km)	0,65	0	2
	Trajectlengte met bos/singel langs de beek tot 2 km bovenstrooms meetpunt (km)	0	0	2
Hydromorfologie	Stroomsnelheid (m.s <sup>-1</sup> ; mediaan)	0,11	0	0,42
	Afvoer (m.s <sup>-1</sup> ; mediaan)	0,42	0,02	11,5
	Breedte (m; mediaan)	5,5	2,3	40
	Diepte (m; mediaan)	0,7	0,1	3
	Substraatdifferentiatie (klassen)	weinig	weinig	veel
Fysisch-chemisch	Totaal stikstof (mg.L <sup>-1</sup> ; mediaan)	4,9	1,5	33,2
	Totaal fosfor (mg.L <sup>-1</sup> ; mediaan)	0,18	0,05	9
	Maximale watertemperatuur (°C; 90-percentiel)	18,7	16,0	21,3
	Minimum zuurstofgehalte (mg.L <sup>-1</sup> ; 10-percentiel)	6,0	1,6	8,2

Macrofaunamonsters werden verdeeld in een voorjaars- (maart-juli) en najaarsdataset (augustus-november), omdat niet alle locaties in beide periodes bemonsterd zijn. In een deel van de monsters waren wormen, platwormen en mijten niet verder gedetermineerd; deze zijn daarom als hoofdgroep beschouwd. Er wordt in het stuk dan ook standaard gesproken van taxa, omdat niet alle dieren tot op soort zijn gedetermineerd. Voor ieder monster is een aantal zogenoemde *metrics* berekend, die waren afgeleid van de levensgemeenschap en een indicatieve waarde voor bepaalde milieumomstandigheden hadden.

De eerste *metric* is het aantal warmteminnende (warmstenotherme) taxa in een monster [4]. Dit gaat om macrofauna met een voorkeur voor relatief warm water. De hypothese is dat deze soorten minder voorkomen in beschaduwde trajecten, omdat het water hier door temperatuurbuffering minder kan opwarmen dan in onbeschaduwde trajecten. In principe zou een koelend effect ook kunnen worden afgeleid van het aantal koudeminnende (koudstenotherme) soorten, maar deze komen zo weinig voor in de monsters – waarschijnlijk zijn veel van deze soorten lang geleden, tijdens de grootschalige beeknormalisaties, uit Noord-Brabant verdwenen – dat dit niet mogelijk was.

De tweede *metric* is het aantal soorten dat harde substraten prefereert [5]. In natuurlijke, langzaam stromende laaglandbeken zijn de dominante, harde substraten hout en boomwortels. De hypothese is dan ook dat deze soorten meer voorkomen in trajecten met bomen.

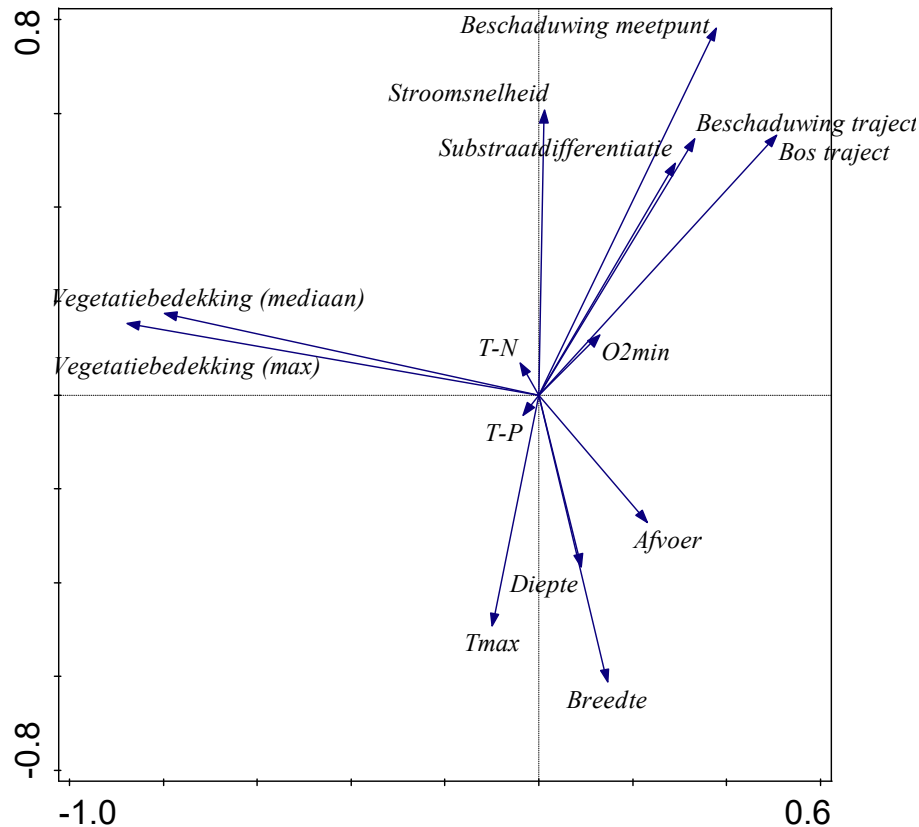
De derde *metric* is het aantal kenmerkende soorten voor langzaam stromende laaglandbeken (KRW-typen R4-R6) [6]. De hypothese is dat de aanwezigheid van bomen leidt tot een meer natuurlijke situatie waarin, door de verschillende functies die bomen in het beekecosysteem vervullen, meer niches voor dit type soorten beschikbaar komen.

Ten slotte is de vierde *metric* het aantal stromingminnende (rheofiele) taxa in de monsters [5]. Boomwortels en invallend hout zorgen voor meer stromingsdifferentiatie, waardoor ook sneller stromende stukken ontstaan. Rheofiele soorten kunnen hiervan profiteren. We verwachten dan ook een hogere soortenrijkdom in deze groep in meer beschaduwde trajecten.

## Resultaten en discussie

### Beschaduwung en waterplantenontwikkeling

Een *Principal Component Analysis* (PCA) – een multivariate analysetechniek die de milieuv variabelen gemeten op de meetpunten met elkaar relateert – laat zien dat zowel de mediane als de maximumbedekking van beken met waterplanten samenhangt met twee groepen parameters; enerzijds gerelateerd aan beschaduwung, anderzijds aan de dimensies en afvoer van de watergang (Afbeelding 2.1). Zowel zwaar beschaduwde kleine watergangen als grotere onbeschaduwde watergangen hebben een relatief lage vegetatiebedekking.

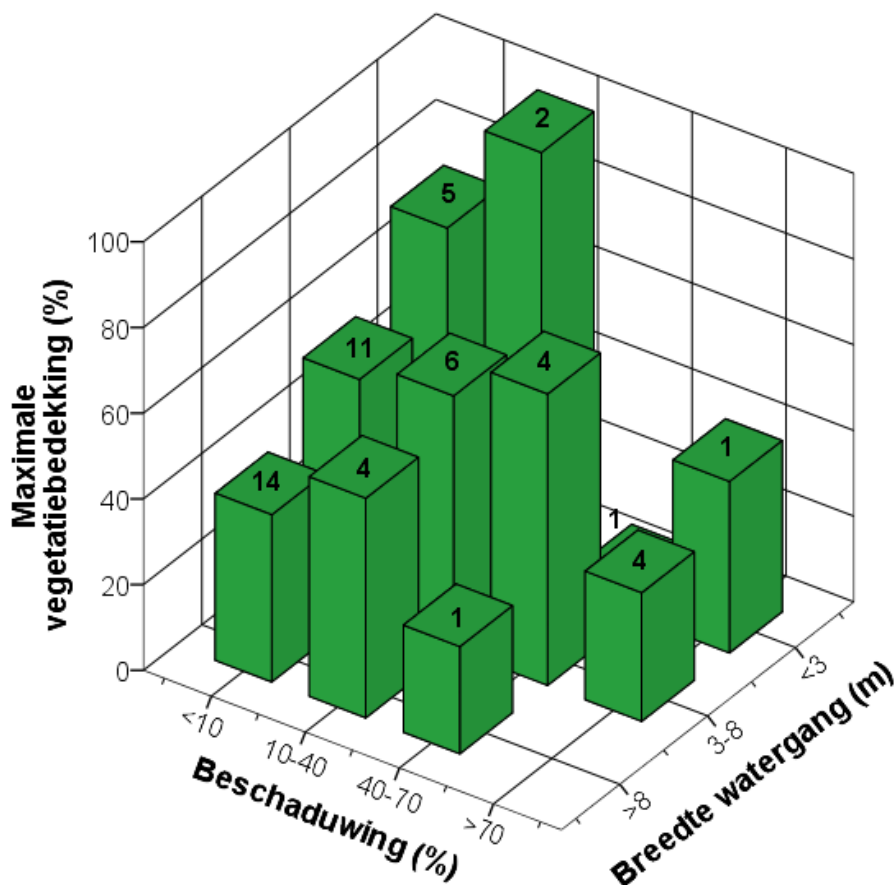


**Afbeelding 2.1** Multivariate analysediagram (PCA) van milieuv variabelen op 53 meetpunten in Brabantse beken (as 1 horizontaal – eigenvalue 0,343 en as 2 verticaal – eigenvalue 0,210). De pijlen geven de richting van de veranderingen in de waarden van de milieuv variabelen weer op de meetpunten, waarbij de langere pijlen een sterkere gradiënt laten zien over de meetpunten. Pijlen die dichter bij elkaar liggen, zijn sterker met elkaar gecorreleerd.

Nutriëntengehalten spelen geen rol van betekenis voor de vegetatie op de meetpunten. Dit is waarschijnlijk het gevolg van de relatief hoge concentraties in het algemeen (Tabel 2.1), waardoor deze niet limiterend zijn voor de waterplantenontwikkeling.

Afbeelding 2.2 laat het verband zien tussen de mate van beschaduwung, de dimensies van de watergang en de maximale vegetatiebedekking. Hieruit valt af te leiden dat: i) de maximale vegetatiebedekking afneemt naarmate de dimensies van de watergang toenemen, ongeacht de mate van beschaduwung en ii) in midden- en benedenlopen alleen zware beschaduwung effectief is om de plantengroei te remmen (de hoogste beschaduwungsklasse; > 70%).





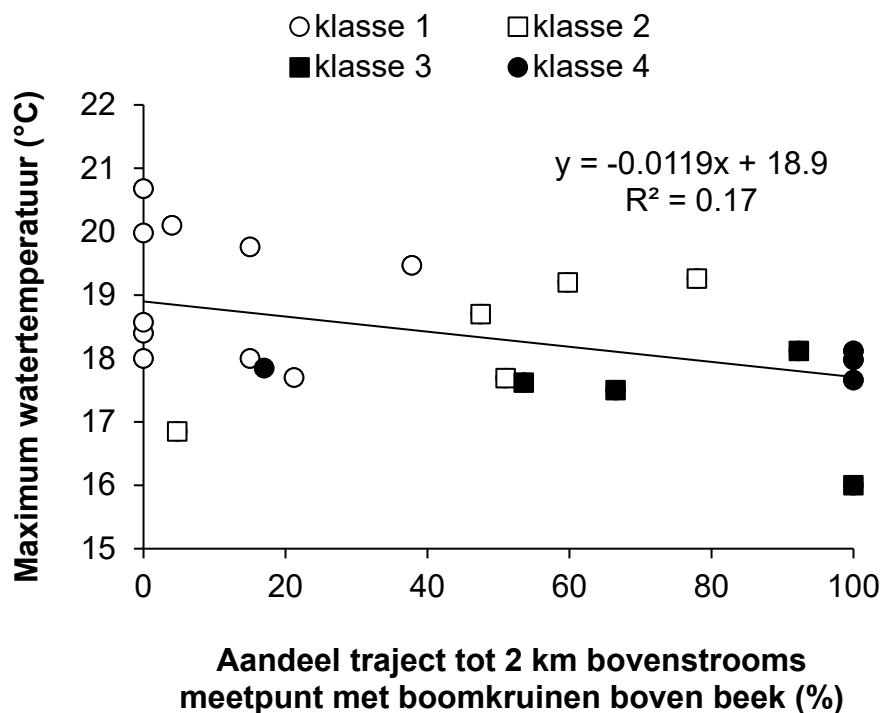
**Afbeelding 2.2** Gemiddeld maximaal bedekkingspercentage met watervegetatie van Brabantse beken onder verschillende beschaduwingsniveaus en bij verschillende dimensies. De cijfers boven de balken geven het aantal meetpunten weer.

Het aantal waarnemingen in de hogere beschaduwingsklassen in bovenlopen is te beperkt om uitspraken te kunnen doen over de drempelwaarde voor deze systemen. Het is echter mogelijk dat het hier gevonden patroon overeenkomt met de werkelijkheid en er minder beschaduwings nodig is. Bij smalle watergangen zijn het talud en de vegetatie die hierop groeit namelijk al in staat de watergang dusdanig te beschaduwen, dat de watervegetatie in haar ontwikkeling geremd wordt.

Overigens is het bij de interpretatie van de gegevens belangrijk in het achterhoofd te houden dat de maximale vegetatiebedekking wordt beïnvloed door het beheer en onderhoud van de watergang. Het maximale bedekkingspercentage valt hierdoor lager uit dan potentieel haalbaar zou zijn zonder ingrepen in de beek.

#### *Effecten van beschaduwings op watertemperatuur*

Er is zowel een significant negatieve relatie tussen de maximale watertemperatuur en de mate van beschaduwings van i) het meetpunt als ii) het beektraject tot 2 km bovenstrooms (n = 25; Spearman-rankcorrelaties;  $P < 0,05$ , Tabel 2.2, aan het einde van dit artikel). Beken met een hoger aandeel beschaduwings bovenstrooms van het meetpunt bleken op het meetpunt een lagere maximale watertemperatuur te hebben (Afbeelding 2.3). Voor de trajecten breder dan 8 m (n = 19, Spearman-rankcorrelaties;  $P > 0,05$ ) is deze relatie er niet.



**Afbeelding 2.3** Relatie tussen de aanwezigheid van boomkruinen boven de beek en de maximale watertemperatuur (90-percentiel van maandelijkse metingen) van midden- en benedenlopen (breedte 3-8 m). Beschaduwingsklassen: 1: < 10% beschaduwd, 2: 10-40%, 3: 40-70%, 4: > 70%.

Deze bevindingen zijn in lijn met de resultaten van verschillende recente studies naar het koelende effect van bomen langs beken [7, 8]. Uit continue temperatuurmetingen aan overgangen tussen open en beschaduwde trajecten over een lengte van 2 km in verschillende Europese landen [7] blijkt dat er veel variatie is in de mate van temperatuurdemping tussen beken. Grofweg zijn er drie typen te onderscheiden: i) een temperatuurdaling gevolgd door stabilisatie op een bepaalde waarde, ii) een lineaire, vaak trage afkoeling en iii) geen duidelijke afkoeling. Een belangrijke verklaring voor de verschillen bleek het type bladerdek (boomsoort, bladdichtheid, toestand bladeren) boven de beek te zijn. Daarnaast kan kwel het temperatuurverloop sterk beïnvloeden. Uit deze studie bleek dat voor de beken waar een stabiele koeling bereikt werd, gemiddeld 0,8 km beplanting nodig was om de gemiddelde watertemperatuur maximaal te verlagen (demping van gemiddeld 2,5°C). Voor de maxima in de zomer was gemiddeld 1,1 km nodig (demping van gemiddeld 4°C).

In de Brabantse beken leidde het koelende effect van beschaduwing overigens niet tot minder warmteminnende soorten in de levensgemeenschap van de beek; er was geen significante relatie met het aandeel boomkruinen of de maximumtemperatuur en het aantal of het aandeel warmteminnende taxa in de monsters (Tabel 2.2). De reden hiervoor is waarschijnlijk de al relatief hoge watertemperatuur in de bestudeerde beken.

*De invloed van bomen langs de beek op stroomsnelheid, substraatdifferentiatie en zuurstofgehalte*  
Afbeelding 2.1 laat zien dat de trajecten met meer beschaduwing een hogere stroomsnelheid hebben en meer substraatdifferentiatie. De relatie met stroomsnelheid wordt echter vooral gestuurd door de dimensies van de beek. Wanneer er namelijk gecorrigeerd wordt voor de breedte van de watergang, blijkt er voor midden- en benedenlopen geen significante relatie tussen beschaduwing en stroomsnelheid te zijn (Tabel 2.2). De relatie met substraatdifferentiatie houdt wel stand na deze correctie.

Op plekken met bomen langs midden- en benedenlopen blijkt de substraatdifferentiatie hoger (Tabel 2.2). Substraatdifferentiatie betekent meer verschillende habitats op de beekbodem, oftewel een hogere habitatheterogeniteit. Het gevolg is dat meer soorten op hetzelfde oppervlak een plek kunnen vinden, omdat er meer niches beschikbaar zijn. Deze positieve doorwerking zien we ook terug

---

in de data: substraatdifferentiatie was zowel in het voorjaar als het najaar positief gerelateerd aan het aantal KRW-indicatoren en het aantal rheofiele taxa.

Tussen de gemeten zuurstofminima en de aanwezigheid van bomen langs de watergang werd geen verband gevonden (Afbeelding 2.1). Hierbij moet opgemerkt worden dat er alleen puntmetingen van de dagwaarden voor de zuurstofconcentratie beschikbaar waren, waardoor er geen beeld was van eventuele zuurstofdalingen in de nacht.

#### *Indicatoren ecologische kwaliteit*

Beschaduwing heeft een duidelijk positief verband met de aanwezigheid van indicatoren (Tabel 2.2). Meer groepen indicatoren reageerden positief naarmate een grotere trajectlengte beekbegeleidende bomen bevatte. Deze invloed is het grootst wanneer de beschaduwing door bos veroorzaakt wordt. Een positief verband met het aantal KRW-indicatoren werd niet gevonden op meetpuntschaal, maar wel op trajectschaal. Deze soorten prefereren dus langere trajecten met beekbegeleidende beplanting.

De meerwaarde van bos ten opzichte van de andere twee parameters is een positief effect op soorten die harde substraten prefereren. Waarschijnlijk heeft dit te maken met de aanwezigheid van meer hout in de trajecten die door het bos lopen. Een grotere aanvoer van hout kan hiervan de oorzaak zijn, maar het is ook goed mogelijk dat het onderhoud van beektrajecten in bossen een rol speelt. Dit is vaak extensiever (hout wordt bijvoorbeeld niet routinematig verwijderd), waardoor er meer geschikt substraat achterblijft voor indicatorsoorten.

Opvallend is dat de verbanden met beekbegeleidende bomen alleen voor de voorjaarsmonsters gevonden werden en niet voor de najaarsmonsters. In het najaar waren er alleen positieve verbanden tussen de verschillende *metrics* voor stroomsnelheid en substraatdifferentiatie. Een aanwijzing kan zijn dat er in het voorjaar geen verband tussen stroomsnelheid en stromingsminnende taxa was. Waarschijnlijk zijn door de hogere afvoeren in het voorjaar de stromingscondities in alle beken geschikt voor stromingsminnende soorten, terwijl er in het najaar bij of na lage afvoeren in de zomer grotere verschillen zijn. Stagnatie zou dus beperkend kunnen zijn voor bepaalde kenmerkende soorten in de beschaduwde trajecten. Naast de beschaduwing spelen de hydrologische omstandigheden in de beek dus ook een belangrijke rol voor de ecologische kwaliteit.

#### **Conclusies**

De resultaten laten zien dat beekbegeleidende bomen de Brabantse beken een ecologische impuls geven. De verslechterde najaarssituatie kan echter een aanwijzing zijn dat het essentieel is dat er jaarrond stroming in de beek aanwezig is, omdat anders de ecologische winst beperkt blijft tot de periode met hogere afvoeren in het voorjaar.

Daarnaast is het nodig zo veel mogelijk oeverlengte van de beek te beplanten met bomen en, om maximale ecologische winst te behalen, bos of singels in plaats van een enkele rij bomen. Europees onderzoek laat zien dat voor optimale effectiviteit gestreefd moet worden naar een lengte van 0,8 tot 1,3 km [7].

Het genereren van habitatheterogeniteit via substraatdifferentiatie lijkt de belangrijkste reden voor de positieve effecten op de macrofauna, niet zozeer de temperatuurdemping.

Ten slotte blijkt beschaduwing ook een goed middel om vegetatieontwikkeling te remmen. Wel blijkt uit het onderzoek dat dit pas effectief wordt wanneer een traject zwaar beschaduwd wordt (> 70%).

Kortom, het aanplanten of zich laten ontwikkelen van beekbegeleidend bos brengt de realisatie van ecologische doelen voor de Brabantse beken dichterbij en leidt op termijn tot minder beheer en onderhoud. Echter, het breed toepassen van deze maatregel brengt grote uitdagingen met zich mee. Zo kan het toepassen van beekbegeleidende beplanting bezwaarlijk zijn voor de landbouw (schaduwwerking, bewerkbaarheid van het land), gaat het vaak niet samen met de huidige manier van onderhoud (vanaf de kant), kan het mogelijk extra baggeropgaven door bladval opleveren en kan het haaks staan op wet- en regelgeving (obstakelvrije zone van 5 m). Waterschappen zullen daarom keuzes moeten maken waar beschaduwing zal worden toegepast.

---

## Literatuur

1. Malanson, G.P. (1993). *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge
2. Osborne, L.L. & Kovacic, D.A. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258
3. Rutherford, J.C., Marsh, N.A., Davies, P.M. & Bunn, S.E. (2004). Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool? *Marine and Freshwater Research*, 55, 737-748
4. Schmidt-Kloiber, A. & Hering, D. (2015). [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) – An online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators* 53: 271–282
5. 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
6. Molen, D.T. van der, Pot R., Evers, C.H.M. & Niewerburgh, L.L.J. van (2012). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. *STOWA Rapport 2012-31*, STOWA, Amersfoort
7. Verdonschot, R.C.M. et al. (2014). Effects of shading on stream water temperature and stenothermic macroinvertebrates; a synthesis of the findings along the trans-European latitudinal climate gradient. *REFRESH; Adaptive strategies to Mitigate the Impacts of Climate Change on European Freshwater Ecosystems Deliverable 2.11 + 2.12*
8. Browne, G., Kwaadsteniet, P. de, Schmidt, G. & Kempen J. van (2016). Werken aan klimaatbestendige beken - Wat is het effect van beekbegeleidende beplanting op beektemperatuur? *H2O-Online*, 18 maart 2016.

**Tabel 2.2** Correlaties tussen milieuvariabelen en een aantal macrofauna-metrics van midden- en benedenlopen. Significantie: \*  $P < 0,05$ , \*\*  $P < 0,01$ .

Spearman-rank correlatiecoëfficiënt ( $\rho$ )	Beschaduwung meetpunt	Beschaduwung traject	Aandeel bos traject	Maximum water-temperatuur	Stroomsnelheid (mediaan)	Substraat-differentiatie	Warmteminnend		Hard substraat prefererend		Kenmerkend voor type R05		Stromingsminnend	
							vj	nj	vj	nj	vj	nj	vj	Nj
							Beschaduwung meetpunt	1,00	0,80**	0,67**	-0,58**	0,08	0,45*	0,27
Beschaduwung traject		1,00	0,82**	-0,44*	-0,00	0,49*	0,22	-0,20	0,41	-0,26	0,48*	0,15	0,63**	0,26
Aandeel bos traject			1,00	-0,19	0,16	0,44*	0,26	0,06	0,45*	-0,15	0,51*	0,29	0,56**	0,29
Watertemperatuur (max.)				1,00	0,35	-0,31	-0,07	0,33	-0,18	0,36	-0,15	0,07	-0,35	-0,01
Stroomsnelheid (mediaan)					1,00	0,17	-0,09	-0,14	0,59**	0,86**	0,48*	0,65**	0,31	0,63**
Substraatdifferentiatie						1,00	0,11	-0,10	0,43	0,38	0,51*	0,57*	0,56**	0,73**
Warmteminnend	vj						1,00	0,76**	0,17	-0,29	0,36	-0,07	0,20	-0,14
	nj							1,00	-0,37	-0,10	-0,14	-0,03	-0,46	-0,26
Hard substraat prefererend	vj								1,00	0,63*	0,89**	0,87**	0,82**	0,82**
	nj									1,00	0,50	0,60*	0,52	0,61**
Kenmerkend voor type R05	vj										1,00	0,95**	0,89**	0,90**
	nj											1,00	0,90**	0,93**
Stromingsminnend	vj												1,00	0,95**
	nj													1,00

## 2.2 De relatie tussen beschaduwing en de groei van waterplanten in twee beken in Noord-Brabant

Gepubliceerd als: Verdonshot, R., Brugmans, B., Barten, I., Scheepens, M. (2017) *De relatie tussen beschaduwing en de groei van waterplanten in twee beken in Noord-Brabant*. H<sub>2</sub>O-Online 28 augustus 2017.  
<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/de-relatie-tussen-beschaduwing-en-de-groei-van-waterplanten-in-twee-beken-in-noord-brabant>

**Schaduw remt de groei van waterplanten in beken en kan zo helpen de onderhoudsfrequentie omlaag te brengen. Gekwantificeerde gegevens over de hoeveelheid schaduw die hiervoor nodig is, ontbreken. Daarom is in trajecten van de Hooge Raam en de Keersop de vegetatiebedekking vastgesteld bij een verschillende hoeveelheid beschaduwing. De vegetatiebedekking in de watergang bleek af te leiden van de mate van geslotenheid van het bladerdak boven de beek. Verder bleek dichte jonge aanplant van wilg en els al binnen circa 5 jaar in staat de vegetatieontwikkeling te minimaliseren.**

Massale waterplantengroei wordt in langzaam stromende beken met name veroorzaakt door een combinatie van veel voedingsstoffen en veel licht, waarbij licht gezien wordt als de belangrijkste factor [1]. Het beschaduwen van beken is dan ook een effectieve methode om de vegetatieontwikkeling terug te dringen, waarbij met name zware beschaduwing effectief blijkt [2, 3].

Beschaduwing toepassen in het waterbeheer heeft als consequentie dat er een overgangperiode is tussen de fase van kieming van zaailingen of aanplant van jonge bomen en het moment waarop de boomkruinen de beek dusdanig beschaduwen dat maaionderhoud niet meer noodzakelijk is om de gewenste afvoercapaciteit te handhaven. Om vooraf een goede inschatting te kunnen maken van de tijd en inspanning die nodig zijn voor deze omvorming, is een goed beeld van de relatie tussen de mate van beschaduwing en de bedekking van waterplanten in de watergang belangrijk. Met het groeien van de bomen wordt het immers steeds moeilijker de watergang vanaf het land te bereiken, wat bijvoorbeeld het onderhoud in de weg kan staan.

Voor Nederlandse laaglandbeken zijn er geen gekwantificeerde gegevens beschikbaar over de relatie tussen schaduw en waterplantenontwikkeling. Bij KRW-monitoring wordt de hoeveelheid beschaduwing geschat in vier klassen: < 10%, 10-40%, 40-70% en > 70% beschaduwd. Jonge aanplant of begroeiing van spontaan gekiemde bomen bevindt zich in de middelste twee klassen, waarbij het de vraag is of met name in de derde klasse niet al een afname van de vegetatiebedekking zou kunnen optreden. Het is bijvoorbeeld bekend dat bij een halvering van de hoeveelheid licht al reductie van waterplantenontwikkeling optreedt [2, 4].

Het meten van bosontwikkeling op een locatie kost decennia. Daarom is in dit praktijkonderzoek gekozen voor een zogenaemde 'ruimte-voor-tijd'-benadering, waarbij plekken met bomen van verschillende hoogte en leeftijd en trajecten met boomopslag van verschillende lengtes bestudeerd worden om een ontwikkelingsreeks op te stellen. In het onderzoek komen drie vragen aan bod:

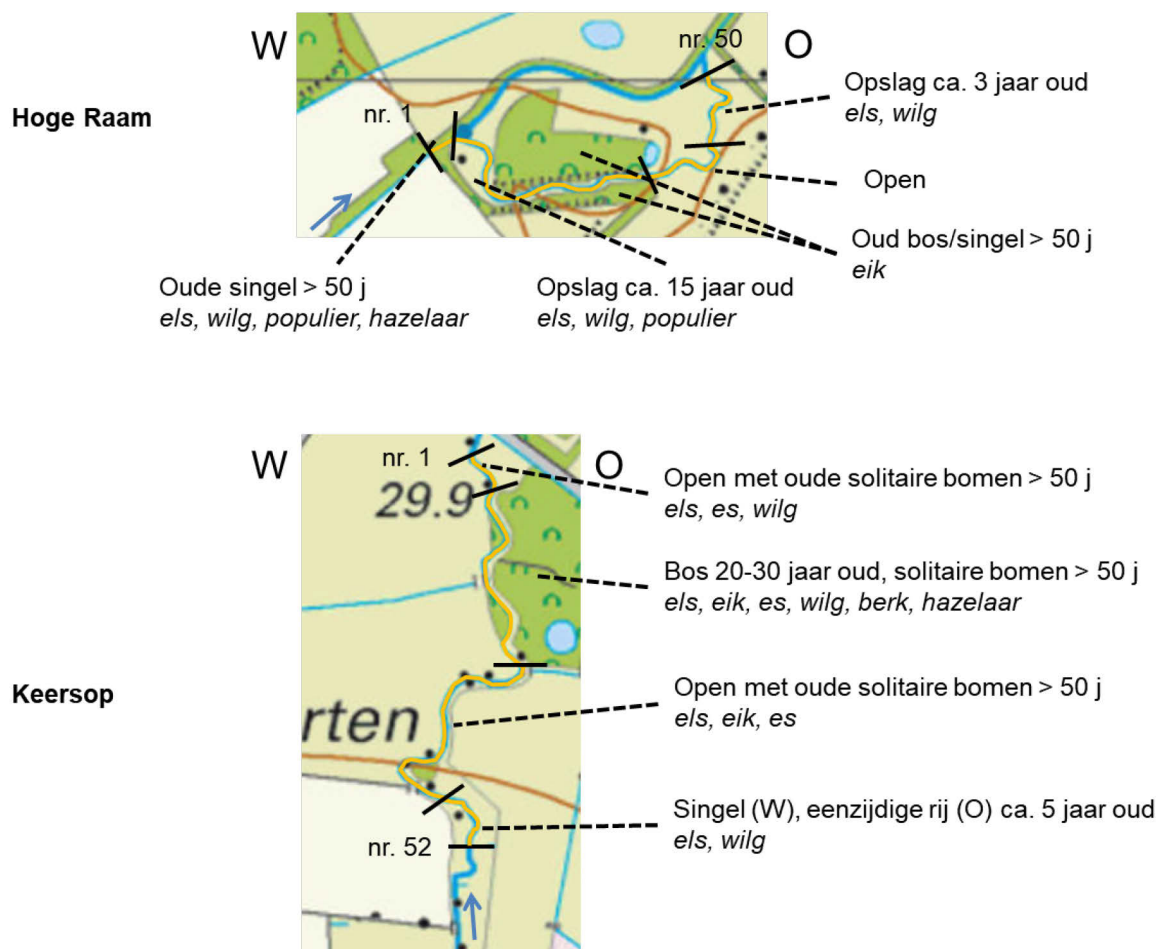
- Bij welke mate van beschaduwing, in termen van verminderde lichtinval, wordt de vegetatieontwikkeling geremd?
- Welke parameters beïnvloeden deze relatie, zowel wat betreft eigenschappen van de beekbegeleidende bomen (omvang, positie, boomsoort, stamdichtheid etc.) als de eigenschappen van de beek zelf (stroomsnelheid, breedte, diepte)?
- Hoe lang moet een traject met bomen zijn, wil dit een remmend effect hebben op de vegetatieontwikkeling in de lengterichting van de beek?

### Methode

Langs de Keersop (waterschap De Dommel) en de Hooge Raam (waterschap Aa en Maas) zijn twee trajecten geselecteerd van ongeveer 0,5 km met bomen van verschillende ouderdom (zie Afbeelding 2.4). Het traject in de Hooge Raam was niet gemaaid sinds het najaar van 2015 (1x per

jaar in najaar gemaaid), terwijl in de Keersop in de maand voor de opnames nog gemaaid was. Het extreme hoogwater in het Dommel-stroomgebied in juni 2016 heeft ertoe geleid dat de vegetatieontwikkeling in de Keersop als gevolg van sterke stroming en sedimentatie op de planten geringer was dan in een gemiddeld jaar.

In juli 2016 is voor opeenvolgende deeltrajecten van 10 m lengte de vegetatiebedekking per plantensoort opgenomen en zijn de breedte, diepte en stroomsnelheid in de watergang gemeten. Daarnaast is van de beekbegeleidende bomen de soortensamenstelling, stamdichtheid en stamdikte bepaald. De ouderdom van de aanplant is afgeleid van historische kaarten. Ten slotte is vanaf 1,5 m hoogte met een digitale camera met groothoeklens een foto gemaakt van het bladerdak boven het beektraject en is een lichtmeting uitgevoerd vanaf het wateroppervlak. Deze lichtmeting werd uitgevoerd tussen 11:00 en 14:00 uur onder wolkeloze omstandigheden (19 en 20 juli) met een Li-Cor LI-250A light meter en gerelateerd aan een onbeschaduwde referentiemeting in dezelfde beek. Op basis van de pixelverdeling van de digitale foto's is de bedekking van het bladerdak bepaald met het programma ImageJ.



**Afbeelding 2.4** Onderzochte trajecten in de Hooge Raam en de Keersop (oranje lijnen) met hierin aangegeven de deeltrajecten met verschillende mate van beschaduwing.

Allereerst is de relatie tussen beschaduwing en de mate van vegetatieontwikkeling gekwantificeerd, waarbij met behulp van Spearman-rankcorrelaties verbanden tussen parameters – waarvan bekend is dat ze invloed hebben op de vegetatieontwikkeling (lichthoeveelheid, geslotenheid bladerdak, stroomsnelheid, diepte) – zijn getoetst. De mate van beschaduwing is vervolgens uitgezet in een grafiek waaruit afgelezen kan worden bij welk beschaduwingsniveau de waterplantenontwikkeling tot een aanvaardbaar niveau is teruggebracht. Er wordt overigens alleen gekeken naar de totale vegetatie in plaats van individuele soorten, omdat de planten invloed op elkaar uitoefenen via bijvoorbeeld

concurrentie om ruimte. Een soort kan daarom in lage bedekking voorkomen, omdat de omstandigheden niet geschikt zijn, maar ook omdat er al een andere soort groeit.

Om de verspreiding van de vegetatie over de deeltrajecten inzichtelijk te maken, zijn deze in een diagram weergegeven met het bijbehorende beschaduwingsniveau. Vervolgens is met behulp van ordinatietechnieken (*Principal Component Analysis*, PCA) geanalyseerd hoe belangrijk bepaalde eigenschappen van de beekbegeleidende beplanting zijn voor de vegetatie in de beek (zie Tabel 2.3). Ten slotte is bekeken over welke beeklengte de vegetatie op open plekken en bosranden in staat is in het beschaduwde traject door te dringen.

**Tabel 2.3** Eigenschappen beekbegeleidende bomen op deeltrajecten gebruikt in de multivariate analyses.

Parameter	Eenheid	Waarde
Geslotenheid bladerdak boven beek	%	-
Dominante boom	Nominaal	Els, es, eik, populier, wilg
Positie beekbegeleidende bomen op de oevers	Nominaal	Eenzijdig, tweezijdig
Type begroeiing	Nominaal	Solitair boom, rij, singel, bos
Stamdichtheid	#	-
Maximale stamdiameter deeltraject	Cm	-
Boomhoogte	Nominaal	Laag (< 6 m), middelhoog (6-12 m), hoog (> 12 m)

## Resultaten en discussie

### *Beschaduwing en de bedekking van de watervegetatie*

De hoeveelheid bedekking van watervegetatie bleek verklaarbaar aan de hand van de geslotenheid van het bladerdak; vooral in de Hooge Raam werd een zeer sterk verband gevonden (Afbeelding 2.5, Tabel 2.4). In de Keersop, waar geen massale waterplantenontwikkeling voorkwam, was dit verband zwakker. Om de vegetatiebedekking in de Hooge Raam te halveren, is een beschaduwing van ongeveer 40-50% van de watergang nodig. Voor de Keersop ligt dit tussen 50 en 75%. Een belangrijke oorzaak van het verschil in benodigde beschaduwing ligt in de oriëntatie van de beken. Deze is oost-west voor de Hooge Raam, terwijl de Keersop een noord-zuidoriëntatie heeft en daardoor wat betreft schaduwwerking ongunstiger ligt ten opzichte van de baan van de zon.

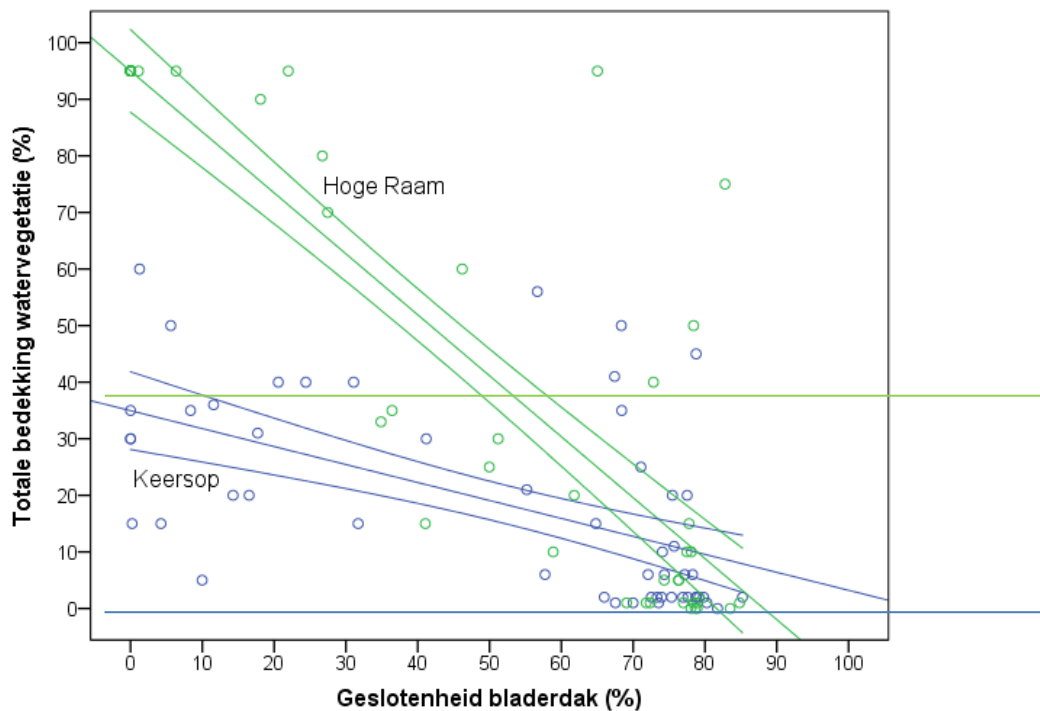
### *Verband met stroomsnelheid*

De stroomsnelheid bleek gecorreleerd met de mate van beschaduwing en de vegetatieontwikkeling, maar op een tegenovergestelde wijze in beide beken (Tabel 2.4). In de Hooge Raam, waar de complete watergang in de open stukken dichtgegroeid was, remde de vegetatie de stroomsnelheid, terwijl dit in de beschaduwde delen niet het geval was. In de Keersop, waar in de open delen planten stonden maar een stroombaan vrij van vegetatie was, stimuleerde dit juist de stroomsnelheid, omdat de stroomgeul door de vegetatie aan de randen geknepen werd.



**Tabel 2.4** Resultaten van Spearman-rankcorrelaties met geslotenheid bladerdak (schaduw), lichthoeveelheid ten opzichte van de situatie in een open veld, stroomsnelheid, breedte en diepte als variabelen voor de totale vegetatiebedekking in de Hooge Raam en de Keersop. Significantie: \*  $P < 0.05$ , \*\*  $P < 0.01$ .

Beek	Parameters	Breedte	Diepte	Stroomsnelheid	Schaduw	Licht	Vegetatie
Hooge Raam	Breedte	1	0.42**	-0.36*	-0.16	0.18	0.20
	Diepte	0.42**	1	-0.57**	-0.31*	0.26	0.20
	Stroomsnelheid	-0.36*	-0.57**	1	0.42**	-0.36*	-.41**
	Schaduw (geslotenheid bladerdak)	-0.16	-0.31*	0.42**	1	-0.73**	-0.89**
	Lichthoeveelheid	0.18	0.26	-0.36*	-0.73**	1	0.67**
	Vegetatiebedekking	0.20	0.20	-0.41**	-0.89**	0.67**	1
Keersop	Breedte	1	-0.12	-0.51**	0.62**	-0.58**	-0.54**
	Diepte	-0.12	1	0.02	-0.24	0.28*	0.36**
	Stroomsnelheid	-0.51**	0.02	1	-0.52**	0.53**	0.50**
	Schaduw (geslotenheid bladerdak)	0.62**	-0.24	-0.52**	1	-0.70**	-0.61**
	Lichthoeveelheid	-0.58**	0.28*	0.53**	-0.70**	1	0.59**
	Vegetatiebedekking	-0.54**	0.36**	0.50**	-0.61**	0.59**	1



**Afbeelding 2.5** Relatie tussen de totale vegetatiebedekking in de watergang en de geslotenheid van het bladerdak boven de beek in de Hooge Raam (groene lijnen) en de Keersop (blauwe lijnen). De middelste lijn geeft de lineaire trendlijn weer, de buitenste lijnen de spreiding op basis van het gemiddelde. Horizontale lijnen geven het niveau weer waarbij de vegetatiebedekking gehalveerd wordt.



**Afbeelding 2.6** Massale waterplantenontwikkeling in een onbeschadwd deel van de Hooge Raam (links) in vergelijking met een beschadwd traject iets verder bovenstrooms (rechts).

#### Vegetatiesamenstelling in de trajecten

In de Hooge Raam bestond de vegetatie volledig uit emerse vegetatie (Afbeelding 2.6, 2.7a). In het beschadwde deel domineerde Riet de open plekken. In het open, stroomafwaartse gedeelte kwamen Liesgras, Egelskop (grotendeels Grote egelskop) en Grote lisdodde tot dominantie. Opvallend was dat in vrijwel alle gevallen de dichtgegroeide watergang gedomineerd werd door een van deze plantensoorten; codominantie werd maar in één traject waargenomen. Concurrentie, onder andere door zelf-beschadwing die ontwikkeling van andere soorten onder de al aanwezige soort onmogelijk maakt, veroorzaakt deze patronen.

In de Keersop waren de bedekkingspercentages van de vegetatie ook in de volledig open delen laag ten opzichte van de Hooge Raam (Afbeelding 2.7b). Dit was het gevolg van maaien en hoogwater in de maand voor de opnames, maar ook speelt, tenminste voor een deel, mee dat de stroomsnelheden

---

in de Keersop jaarrond relatief hoog zijn. Hier kwamen zowel emerse als submerse en drijvende waterplanten voor. De hoogste bedekkingen werden bereikt door Sterrenkroos, Drijvend fonteinkruid en Egelskop (grotendeels Kleine egelskop).

#### *Relatie vegetatie en eigenschappen beekbegeleidende bomen*

Het ordinatiediagram van de Hooge Raam laat zien dat beschaduwing effectief de vegetatieontwikkeling remt en dat voor dit traject geldt dat vooral oud bos (Amerikaanse eik) hier een sterke bijdrage aan levert (Afbeelding 2.8a). De richting van de pijl van Riet, dat met name in de open middelhoge jongere opslag (circa 15 jaar) voorkomt, laat zien dat deze soort beter bestand is tegen de toenemende beschaduwing dan de andere emergente planten die in het traject voorkomen. Deze soort maakt overigens ook effectief gebruik van openingen in het bladerdak (Afbeelding 2.7a). Solitaire bomen en lage eenzijdige rijen bomen remmen de vegetatieontwikkeling niet.

Het ordinatiediagram van de Keersop laat zien dat zowel het 17 tot 30 jaar oude bos als de ongeveer 5 jaar oude wilgen-/elzensingel een remmend effect heeft op de vegetatieontwikkeling (Afbeelding 2.8b). Bos aan maar één zijde van de beek en solitaire bomen hebben daarentegen weinig effect. De steekproef in het onderzoek was niet groot genoeg om ook de oriëntatie van eenzijdige beplantingen en solitaire bomen mee te nemen, maar bekend is dat met name in oost-west georiënteerde beken bomen aan de zuidzijde van de beek veel meer beschaduwing opleveren dan aan de noordzijde [3].

#### *Effect van grootte van openingen in het bladerdak*

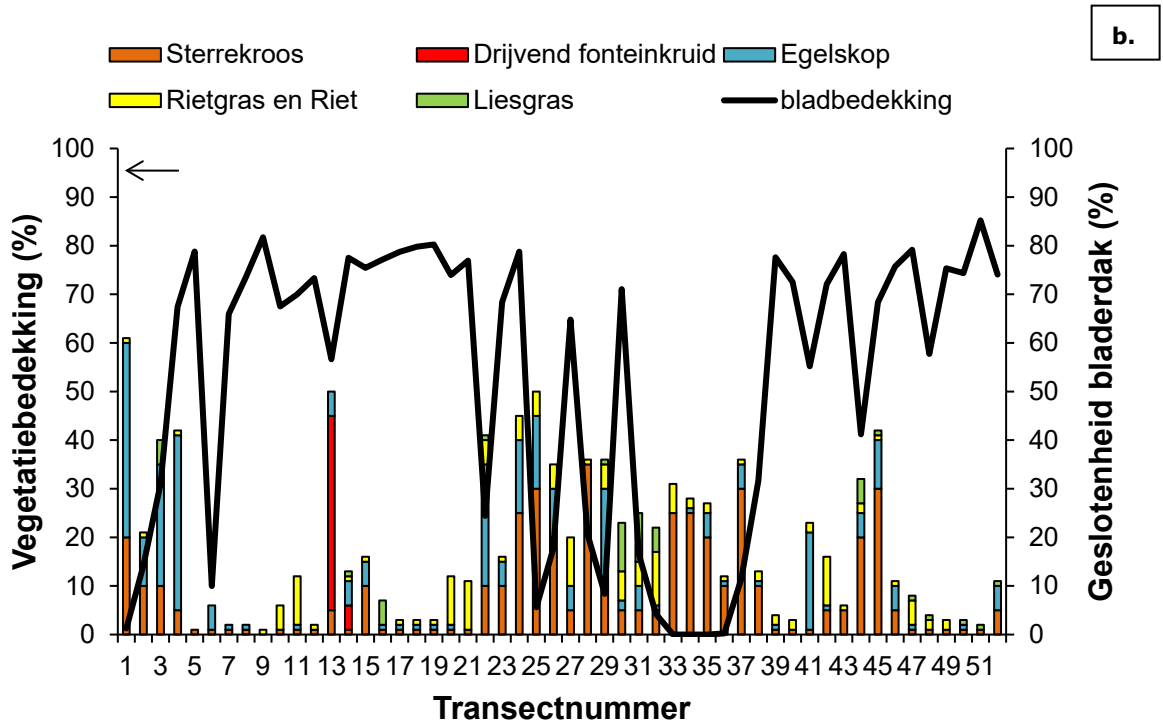
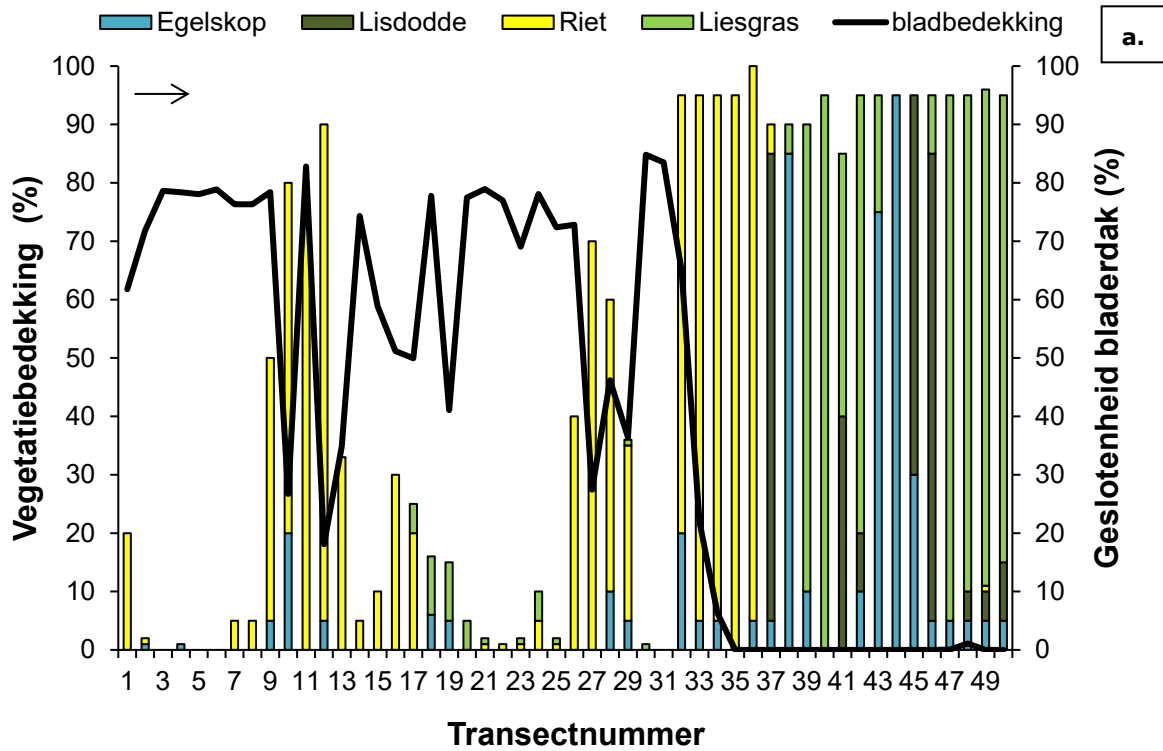
Voor alle plantensoorten blijkt dat bosranden en open plekken in verder beschaduwde delen een uitstralingseffect hebben op de aanliggende, wél beschaduwde trajecten (Afbeelding 2.7). Vaak heeft het eerste traject boven- en/of benedenstrooms van de open plek een hogere vegetatiebedekking van een plantensoort dan op basis van de geslotenheid van het bladerdak te verwachten is. Dit wil zeggen dat een open plek zeker tot 10 m in de schaduw invloed kan uitoefenen.

### **Conclusies**

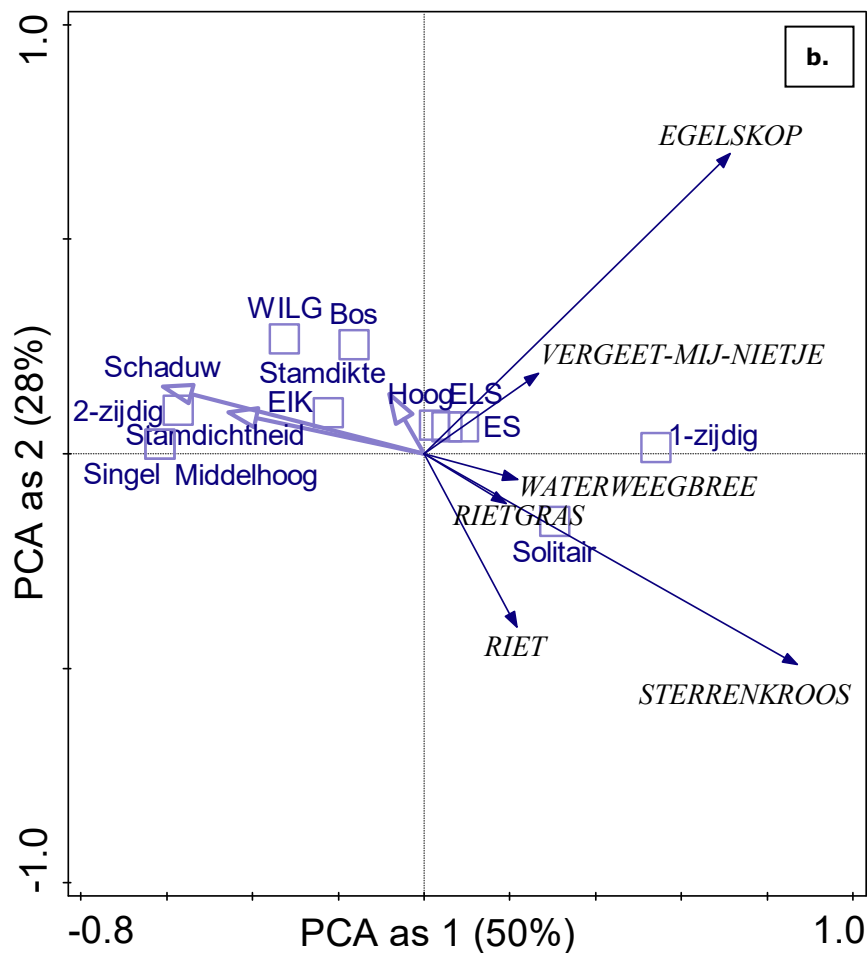
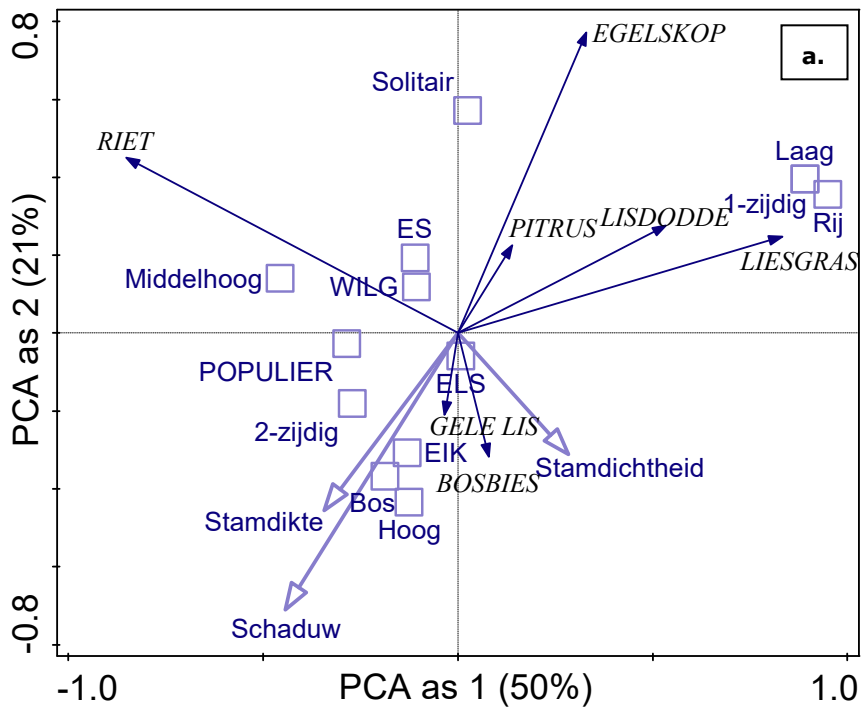
De analyse onderbouwt de resultaten van eerdere onderzoeken dat beschaduwing een effectief middel is om de ontwikkeling van de watervegetatie te remmen [3, 5].

Zowel tweezijdige beschaduwing door oude bomen als jonge, maar dichte opslag bleek effectief. Solitaire bomen of eenzijdige rijen hadden daarentegen weinig effect.

De plantensoort in het traject, gestuurd door de uitgangssituatie voor het toelaten van beschaduwing, bleek belangrijk voor het uiteindelijke effect. Riet bleek hier het persistentst bij toenemende beschaduwing.



**Afbeelding 2.7** Relatie tussen de vegetatiebedekking in 10m-trajecten en de geslotenheid van het bladerdak boven de beek voor de dominant voorkomende waterplanten in de Hoge Raam (a) en de Keersop (b).



**Afbeelding 2.8** PCA van de watervegetatie (alleen veelvoorkomende taxa geselecteerd) met eigenschappen beekbegeleidende bomen als supplementaire variabelen in de Hooge Raam (a) en de Keersop (b).

## Aanbevelingen

Beekbegeleidend bos heeft, behalve invloed op de beek, ook gevolgen voor de aanliggende gronden (via schaduwwerking, bladval etc.) en vraagt daarom om voldoende ruimte rond de beek. Wanneer deze ruimte aanwezig is of gecreëerd kan worden, leidt het aanleggen van een bosstrook tot allerlei ecosysteemdiensten, zoals het filteren van stoffen en het invangen van fijn sediment van oppervlakkige afspoeling vanuit aanliggende landbouwgronden, het verstevigen en beschermen van de oevers tegen erosie en ruimte voor inundatie en daarmee vertragen van piekafvoeren [6]. Op relatief korte termijn (vanaf circa 5 jaar) kunnen dus positieve effecten worden gerealiseerd.

*Hoe kan beekbegeleidende beplanting effectief worden ontwikkeld om watervegetatie-ontwikkeling te remmen?*

Deze studie laat zien dat een watervegetatie-remmend effect ook met jonge, dichte opslag van wilgen en elzen kan worden bereikt. Een kleine boomkroon wordt in dat geval gecompenseerd door een hoge boombichtheid, waardoor toch zware beschaduwing bereikt wordt, omdat de takken met bladeren tot dicht bij de grond sluitend zijn (Afbeelding 2.9). Ook leidt het ertoe dat bomen door ruimtegebrek sterker geneigd zijn over de beek te groeien. Zo kan alleen bij de hoogste zonnestand midden op de dag een korte periode licht op de beek vallen.



**Afbeelding 2.9** De circa 5 jaar oude, lage, dichte begroeiing langs de Keersop (links) remt de watervegetatie-ontwikkeling effectief. Drie jaar eerder (rechts) domineerde watervegetatie de beek.

Dit pleit ervoor om in de beginfase opslag van soorten langs de beek te stimuleren/aan te planten die juist laag bij de grond (de eerste 2-3 m) licht wegnemen. Na een langere periode van bosontwikkeling nemen de grotere bomen de beschaduwende rol geleidelijk over en komt de nadruk te liggen op de samenstelling van de ondergroei. Op deze manier kunnen ook de op dit moment vanuit beschaduwingsoogpunt niet erg effectieve bomenrijen worden verbeterd door er struiken tussen te plaatsen. Bijvoorbeeld Hazelaar, Vlier of Meidoorn kan zo het anders onder de hoge bomen doorschijnende zonlicht blokkeren.

Vanuit onderhoudsperspectief is de keerzijde van jonge, dichte tweezijdige beplanting dat er een overgangsfase is van een aantal jaar waarbij de watergang moeilijk bereikbaar is met het maaimaterieel. In kleine beken hoeft dat geen probleem te zijn. Tot de begroeiing aan beide zijden van de beek hoog genoeg is, kan een 2 m brede onderhoudszone in stand gehouden worden, die breed genoeg is voor een kleine rupskraan of Hooby-maaier. Als aan beide zijden een relatief lage vegetatie ontwikkeld wordt die juist ook dicht bij de grond sluit, kan een kraan tijdens de overgangsfase over de opslag heen werken.

*Openingen in het bladerdak, gunstig of niet?*

Gaten in het bladerdak zorgen voor plekken waar wel vegetatie tot ontwikkeling kan komen, wat van belang kan zijn voor de flora en fauna in de beek. Uit de gegevens blijkt dat het uitstralingseffect van een open plek gering is (meestal alleen de aanliggende 10m-trajecten), waardoor openingen in bostrajecten gericht ingezet zouden kunnen worden om vegetatieontwikkeling te stimuleren.

---

Anderzijds kan het ook leiden tot het handhaven van ongewenste vegetatie, zoals in de Hooge Raam bij Riet optreedt. De uitgangssituatie voordat er beekbegeleidend bos op de oevers ontwikkeld wordt, is dus belangrijk om vooraf een inschatting te kunnen maken wat betreft het toelaten van openingen in het bladerdak.

### **Literatuur**

1. Canfield, D.E. & Hoyer Jr., M.V. (1988). Influence of nutrient enrichment and light availability on the abundance of aquatic macrophytes in Florida streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 1467-1472.
2. Bunn, S. E., Davies, P. M., Kellaway, D. M. & Prosser, I. P. (1998). Influence of invasive macrophytes on channel morphology and hydrology in an open tropical lowland stream, and potential control by riparian shading. *Freshwater Biology* 39, 171-178.
3. Verdonschot, P. et al. (2016). Kennisoverzicht kleinschalige maatregelen in Brabantse beken. STOWA-rapport 2017-16, STOWA, Amersfoort.
4. Köhler, J., Hachol J. & Hilt S. (2010). Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river: Interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity. *Aquatic Botany* 92: 129–136
5. Verdonschot, R., Brugmans, B., Scheepens, M., Coenen, D., Verdonschot, P. (2016). Invloed van beekbegeleidende bomen op de ecologische kwaliteit van Noord-Brabantse beken. H2O-online, 28 juli 2016.
6. Malanson, G.P. (1993). *Riparian Landscapes*. Cambridge: Cambridge University Press.

## 3 Inbrengen van houtpakketten

### 3.1 Evaluatie van de ecologische effectiviteit van de houtconstructies in de Snelle Loop

Gepubliceerd als: Verdonschot, R., Brugmans, B., Moeleker, M., Verdonschot, P. (2016) *Evaluatie van de ecologische effectiviteit van de houtconstructies in de Snelle Loop*. H<sub>2</sub>O-Online 27 juli 2016.  
<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/evaluatie-van-de-ecologische-effectiviteit-van-de-houtconstructies-in-de-snelle-loop>

**In de Snelle Loop zijn in 2012 verschillende typen houtconstructies aangebracht. Waterschap Aa en Maas en studenten van de HAS Hogeschool in Den Bosch verrichten sindsdien jaarlijks fysisch-chemische, hydromorfologische en biologische metingen. In deze studie zijn de tot nu toe verzamelde gegevens over de effecten op de levensgemeenschap na drie jaar geëvalueerd. Het hout bleek effect te hebben op de levensgemeenschap, maar grote jaarlijkse verschillen lieten zien dat met name effecten op een groter schaalniveau een sturende rol spelen. Er worden aanbevelingen gedaan voor de opzet van monitoring om onderscheid te kunnen maken tussen effecten op verschillende schaalniveaus.**

In het voorjaar van 2012 zijn in de Snelle Loop (deeltraject Bostracé Nederheide) op tien locaties houtconstructies aangebracht over een trajectlengte van circa 1 km. Iedere constructie is op een andere manier aangelegd, maar grofweg zijn er vijf typen te onderscheiden: drempel (getrapt of met uitsparing, n = 2 constructies in het traject), stammen dwars tot schuin in stroomdraad (halfverband, wildverband en visgraat, n = 3; zie Afbeelding 3.1), stammen parallel tegen oever aan (n = 2), een stobbe of stronk uitstekend vanuit oever (n = 2) en een vlechtwerk bestaande uit een takkenbos (n = 1). In een eerste evaluatie van de resultaten na een jaar werden de effecten van het dode hout op de stroomsnelheid, waterdiepte en substraatsamenstelling beschreven en waren er indicaties voor positieve effecten op de macrofauna [1]. Nadien is de monitoring van het traject in het voor- en najaar voortgezet.



**Afbeelding 3.1** Stammen in visgraatmotief in de Snelle Loop in februari 2013.



De Snelle Loop is de enige beek in Nederland waar al langere tijd verschillende typen houtconstructies in hetzelfde traject liggen. Daardoor leent deze beek zich bij uitstek voor het evalueren van de effecten, omdat er daardoor zo veel mogelijk gecorrigeerd kan worden voor beek-specifieke effecten op de levensgemeenschap. Het doel van dit onderzoek is het vaststellen van de veranderingen in de macrofaunasamenstelling na het aanbrengen van verschillende houtconstructies, waarbij de hoofdvraag is of de manier waarop hout in een beek wordt ingebracht, leidt tot verschillen in het uiteindelijke effect van de maatregel.

### Aanpak

Voor de evaluatie zijn bestaande fysisch-chemische, hydromorfologische en biologische gegevens gebruikt van de periode voorjaar 2012 tot voorjaar 2015, die verzameld zijn door studenten van de HAS Hogeschool in Den Bosch. Macrofauna is het frequentst bemonsterd (Tabel 3.1), waarbij gebruikgemaakt is van de GTD-meetlat Oost-Brabant [2]. Daarnaast zijn stroomsnelheid en sinds 2014 ook pH, watertemperatuur, elektrisch geleidingsvermogen en zuurstofgehalte gemeten. Ook zijn in die periode tweemaal substraatschattingen gemaakt. De macrofaunamonsters en substratenschattingen omvatten niet alleen de houtconstructie, maar ook de 5 m voor en na de constructie. Deze waarden zijn samengevoegd tot een getal. Voor stroomsnelheid zijn deze zones wel apart genoteerd.

**Tabel 3.1** Gemeten parameters in de Snelle Loop. Afkortingen: voorjaar: vj, najaar: nj.

Parameter	Hout-constructie	Analyse	Meetmoment						
			2012		2013		2014		2015
			vj	nj	vj	nj	vj	nj	vj
Fauna (GTD-meetlat)	1-10	I, II, III	X	x	x	x	X	x	x
Substraat	1-10	III					X		x
Stroomsnelheid	1-10	II, III		x	x		X	x	x
pH	1-10	III					X	x	x
EGV	1-10	III					X	x	x
O2	1-10	III					X	x	x
Temperatuur	1-10	III					X	x	x

Om uit te zoeken welke effecten de houtconstructies hebben op de macrofaunalevensgemeenschap in de beek (afgeleid van de taxonlijst uit de GTD-meetlat), zijn drie verschillende analyses uitgevoerd. Voor deze aanpak is gekozen, omdat de verschillen in databeschikbaarheid tussen de meetjaren groot zijn (Tabel 3.1). Er zijn in elke analyse verschillende combinaties van groepen parameters gebruikt, gerelateerd aan tijd, type houtconstructie, de ingreep en milieuomstandigheden.

De eerste groep parameters is tijd-gerelateerd, namelijk het seizoen en het meetjaar. Het seizoen is opgenomen, omdat bekend is dat de levensgemeenschap in samenstelling verschilt tussen het voor- en najaar. Het jaar is opgenomen, omdat tussen jaren verschillen kunnen optreden als gevolg van bijvoorbeeld weersomstandigheden en daarmee verschillen in afvoer. De tweede groep parameters omvat kenmerken van de houtconstructie: het type en de ouderdom en dus de rijping van het ingebrachte materiaal. De derde groep is de behandeling (impact), waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen voor en na inbrengen van het hout. Ten slotte omvat de vierde groep de hydromorfologische en fysisch-chemische omstandigheden in en rondom de houtconstructie (milieu). Hieronder vallen: i) de stroomsnelheid in het houtpakket en de stromingsdifferentiatie die de houtconstructie veroorzaakt (uitgedrukt in de standaarddeviatie van de waarden voor, in en na de houtconstructie; een lage waarde geeft een homogene doorstroming aan, een hoge waarde een groot contrast tussen in en buiten het pakket), ii) de substraatbedekking in en rondom de houtconstructie en iii) individuele puntmetingen van pH, elektrisch geleidingsvermogen, zuurstofgehalte en watertemperatuur. De milieuvariabelen zijn  $\log_{10}(x+1)$  getransformeerd.

Wat betreft de macrofauna is de indeling in onderscheiden taxa – er wordt hier gesproken van taxa in plaats van soorten, omdat niet alle dieren tot op soort op naam gebracht worden – binnen de GTD-meetlat gehandhaafd (er heeft dus geen taxonomische afstemming plaatsgevonden) om vergelijking met de verschillende elementen van de GTD-meetlat te behouden. De abundantieklassen weinig, matig en veel zijn omgezet naar hun minimumwaarde (1, 5, 51) en vervolgens  $\log_2(x+1)$  getransformeerd.

---

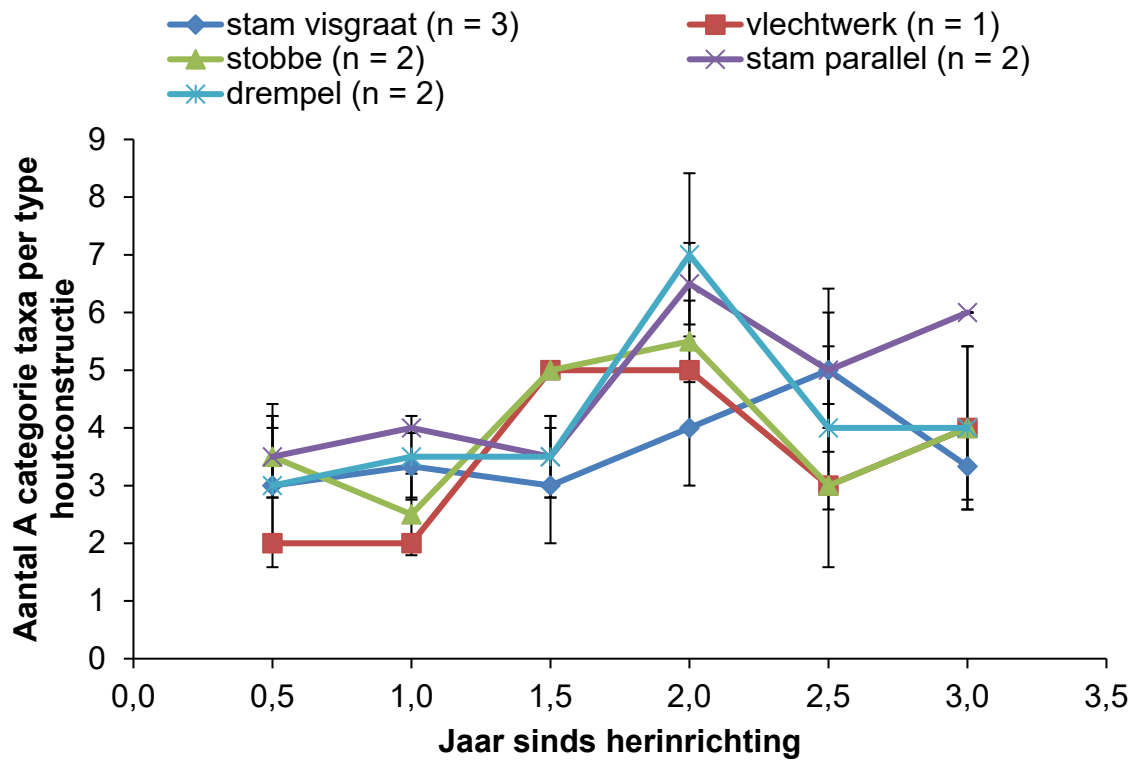
Om te onderzoeken in hoeverre de variatie in de taxonsamenstelling van de verschillende houtconstructies gerelateerd kon worden aan deze groepen parameters en in hoeverre er overlap was in deze verklaarde variatie tussen de groepen, is gebruikgemaakt van multivariate analysetechnieken. In dit geval is dat *variance partitioning* op basis van redundantieanalyses (RDA's) voor de drie analyses, waarbij de variabelen die een significante bijdrage leverden binnen de groepen zijn geselecteerd via een voorwaartse selectieprocedure (significantiendrempel gecorrigeerd voor meerdere tests met een Holmcorrectie). De analyses zijn uitgevoerd in het programma Canoco 5 [3].

Om de binding van taxa uit de GTD-meetlat met bepaalde typen houtconstructies te bepalen, is op basis van zowel het voorkomen in of rondom een houtconstructie als de abundantieklasse ten opzichte van de andere houtconstructies afgeleid. Hiervoor is de *Indicator Value (IndVal) analysis*-techniek gebruikt [4]. Een IndVal-score van 100% wordt bereikt wanneer alle individuen van een taxon in en rondom slechts een 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 ten minste 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  $P < 0.05$ ).

## **Resultaten en discussie**

### *Effect op taxonrijkdom*

In de Snelle Loop zijn in de periode najaar 2012 tot en met voorjaar 2015 veertig van de in totaal zeventig taxa van de GTD-meetlat Oost Brabant aangetroffen, waarvan vijftien uit de A-categorie (38% van het totaal aantal categorie A-taxa uit de lijst). De categorie A-taxa zijn kenmerkende of meer kritische taxa; dit aantal schommelde voor de verschillende typen houtconstructies tussen de jaren zonder dat er sprake was van een trend (Spearman-rankcorrelaties,  $P > 0,05$ ; zie Afbeelding 3.2). In het voorjaar van 2012, voor de ingreep, is één monster genomen. Dit bevatte zeventien taxa, waarvan één uit de A-categorie. Dit is in ieder geval lager dan gevonden is in de latere monsters, maar omdat de situatie voorafgaand aan de ingreep alleen summier is vastgelegd, is niet met een analyse vast te stellen of er daadwerkelijk een stijging van het aantal A-taxa heeft plaatsgevonden. Later is nog een monster genomen dat ter vergelijking gebruikt kon worden, uit het najaar van 2014. Dit is een monster van een plek in de beek die niet beïnvloed werd door het hout en bevatte drie A-categorie taxa en in totaal zestien taxa. Dit is vergelijkbaar met verschillende houtconfiguraties, maar wederom zijn er geen conclusies aan te verbinden, omdat het slechts één monster betreft.



**Afbeelding 3.2** Gemiddeld ( $\pm 1SD$ ) aantal A-categorie-taxa GTD-meetlat Oost-Brabant per type houtconstructie in de Snelle loop, in najaar 2012 t/m voorjaar 2015.

#### Veranderingen in de levensgemeenschap en hun verklarende factoren

De evaluatie van de factoren die de samenstelling van de levensgemeenschap in en rondom de houtconstructies in de Snelle Loop verklaarden, begon met een analyse van de taxonsamenstelling van alle monsters genomen sinds de nulmeting in het voorjaar van 2012 (Analyse I). Het bleek dat de samenstelling van de levensgemeenschap vooral werd bepaald door het meetjaar en het seizoen (22,4% van de variatie verklaard, waarvan 18,4% uniek door deze groep parameters; analyse I, Afbeelding 3.3). Ook het inbrengen van hout had effect op de samenstelling van de levensgemeenschap gezien het geringe, maar wel significante aandeel in de verklaarde variatie van impact van de herinrichting en de ouderdom van de houtconstructie. Het type houtconstructie leverde echter geen significante bijdrage aan de verklaarde variatie, wat aangeeft dat veel van de aangetroffen taxa in verschillende typen configuraties gevonden werden.

In analyse II is de stroomsnelheid zoals gemeten voor een aantal seizoenen na de herinrichting in de analyse meegenomen (Afbeelding 3.3). Deze factor blijkt significant bij te dragen aan de verklaarde variatie in de taxonsamenstelling, maar heeft wel relatief veel overlap met de tijdparameters. Dit wil zeggen dat er relatief grote verschillen waren in stroomsnelheid tussen de jaren en de seizoenen. Dus naast een effect van de stroomsnelheid in de houtconstructies speelden ook de hydrologische omstandigheden in de verschillende jaren en in het voor- en najaar een rol. In een jaar met lange perioden met lage afvoeren zijn de habitatcondities immers anders dan in een jaar met normale of hoge afvoeren. Dit leidt tot verschillen in de samenstelling van de levensgemeenschap. Weer was het type houtconstructie niet belangrijk voor de taxonsamenstelling.

In analyse III van de voorjaarsmonsters van 2014 en 2015 komt de combinatie meetjaar-milieuomstandigheden als belangrijke factor naar voren. Met name het milieu in en om de houtconstructie verklaarde een belangrijk deel van de samenstelling van de levensgemeenschap, waarbij de substraten grind en grove detritus belangrijk waren en het elektrisch geleidingsvermogen (28,7% van de variatie verklaard, waarvan 13,2% uniek door de milieuvariabelen). De grote overlap met de factor meetjaar (19,3%) wil wederom wil zeggen dat de milieuomstandigheden tussen de jaren verschilden. Kortom, factoren op een hoger schaalniveau dan de houtconstructie stuurden voor een groot deel de variatie. Ook hier was het type houtconstructie niet verklarend voor de taxonsamenstelling.

---

Ten slotte is onderzocht of sommige taxa een specifieke binding hadden met bepaalde houtconstructies. Het bleek dat de meeste taxa geen voorkeur voor de zone rondom bepaalde constructies hadden. Slechts 1 van de 41 taxa vertoonde een duidelijke binding, namelijk Goeridae (in dit geval *Goera pilosa* [5]) met de plekken met parallelle stammen.

### Conclusies

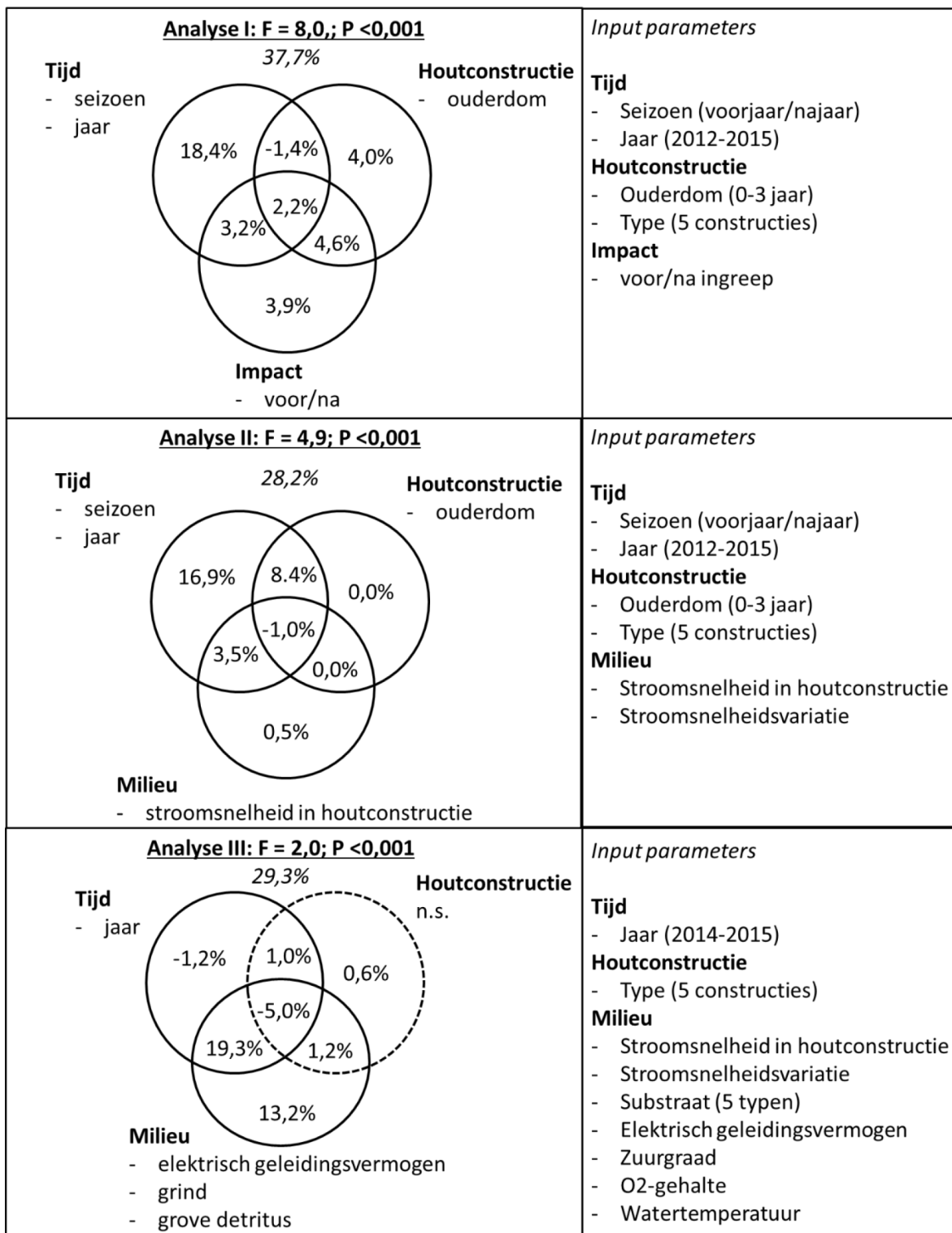
De omstandigheden in het heringerichte traject in de Snelle Loop zijn op dit moment geschikt voor diverse kenmerkende of meer kritische beekorganismen uit oostelijk Brabant. In totaal komt 38% van de categorie-A-taxa uit de GTD-meetlat in het traject voor.

De dataevaluatie laat zien dat de samenstelling van de macrofaunalevensgemeenschap in het traject gestuurd wordt door de sleutelfactoren stroming, substraatsamenstelling en waterkwaliteit. Het inbrengen van hout heeft voor veranderingen gezorgd in de levensgemeenschap en blijft dit doen, gezien het effect van de tijd sinds de ingreep. Met het rijpen of verouderen van het hout treden verschuivingen op in de macrofaunasamenstelling. Verschillen in de configuratie van de houtpakketten kwamen niet duidelijk tot uiting in de samenstelling van de levensgemeenschap. Slechts één soort bleek een voorkeur te hebben voor een bepaald type constructie.

Een belangrijke bevinding uit de verschillende analyses is dat de effecten van de maatregel op de levensgemeenschap klein waren ten opzichte van die van het meetjaar. Dit wil zeggen dat sturing door processen die spelen op een grotere schaal dan het traject een belangrijke bron van variatie zijn. De verschillen tussen jaren geven aan dat bijvoorbeeld de hydrologische situatie (afvoer) en de milieuomstandigheden (bijv. aanvoer van stoffen van bovenstrooms) in een jaar sterk bepalend kunnen zijn voor de samenstelling van de levensgemeenschap.

**Tabel 3.2** Resultaten van de Indicator Value (IndVal)-analyse, waarbij de specificiteit van de taxa voor de verschillende typen houtconstructies bepaald is.

Taxon	Maximum in type constructie	IndVal (IV)	Significantie (P)
Asellidae	Vlechtwerk	28.7	0.118
Zygoptera (rest)	Vlechtwerk	27.4	0.173
Goeridae	Stammen parallel	45.8	0.002
Trichoptera (rest)	Stammen parallel	27.5	0.108
Bivalvia	Stammen parallel	26.5	0.172
Oligochaeta	Drempels	28.6	0.111



**Afbeelding 3.3** RDA variance partitioning van de drie beschikbare datasets van de Snelle Loop (analyse I-III). De cirkels geven groepen parameters weer. Factoren die een significant deel van de variatie in de taxonsamenstelling verklaren, zijn onder de groepsnaam weergegeven. De getallen geven de percentages verklaarde variatie die uniek verklaard worden of overlap hebben met andere groepen parameters.

### Aanbevelingen

Door de sterke invloed van de factor tijd (jaren) is het moeilijk een uitspraak te doen over de effectiviteit van de houtconstructies. Dit probleem kan ondervangen worden door in de vervolgmonitoring naast de huidige monsterpunten ook tien referentieplekken te kiezen en deze op dezelfde wijze te monitoren. Het liefst zijn deze plekken in een vergelijkbaar bovenstrooms traject gelegen. Wanneer dit niet mogelijk is, moeten de referentiepunten zo gekozen worden dat ze tussen

---

de houtconstructies in vallen, maar wel zodanig dat ze er niet (sterk) door beïnvloed worden. Vervolgens kan de samenstelling van de levensgemeenschap in de referentiereeks in hetzelfde jaar vergeleken worden met de samenstelling van de houtconstructiereeks en kan de effectiviteit van de houtconstructies bepaald worden. Belangrijk is ook de sinds 2014 ingezette weg, waarbij naast de fauna en de stroomsnelheid ook bijvoorbeeld het substraat meegenomen wordt in de monitoring, vast te houden. Dit geeft veel belangrijke informatie die kan verklaren waarom bepaalde taxa worden aangetroffen.

De keuze om de bemonstering toe te spitsen op drie zones (voor, in en na houtconstructies) en deze deelmonsters te mengen, is goed vanuit het oogpunt dat de effecten van een houtconstructie doorwerken op het omliggende substraat. Voor het evalueren van de effecten van verschillende typen constructies is het echter raadzaam de drie deelmonsters apart te houden. Ze geven alle drie namelijk belangrijke informatie, omdat ze soorten met verschillende habitatpreferenties bevatten. Die informatie gaat verloren door een mengmonster te maken. Verder geeft een netmonster genomen in een houtconstructie slechts een beperkt beeld van wat er op het hout leeft, omdat het net bij het monsternemen sterk gehinderd wordt door de structuur. Hiervoor zouden in het vervolg naast de netbemonstering ook *multiplate-samplers* kunnen worden gebruikt [6]. Deze kunstmatige substraten worden vastgemaakt aan het hout, waarna ze gekoloniseerd kunnen worden door dieren die op het hout leven. Na enkele weken worden de substraten weer verzameld en in het laboratorium schoongemaakt. Dit heeft als groot voordeel dat er i) een gestandaardiseerd monster genomen wordt, onafhankelijk van de structuur van de houtconstructie en ii) dat ook aan het materiaal gehechte dieren verzameld kunnen worden.

Ten slotte zou een standaardnetbemonstering van de macrofauna een waardevolle aanvulling zijn op de GTD-maatlat Oost-Brabant-bemonsteringen, waarbij alle individuen tot op een zo laag mogelijk taxonomisch niveau op naam worden gebracht. De meeste taxa in de GTD-maatlat omvatten hoge taxonomische niveaus (hoofdgroep, orde, familie). Het gevolg hiervan is dat soorten met verschillende habitatpreferenties of andere indicatieve eigenschappen samengevoegd worden, waardoor waardevolle informatie verloren gaat. Hetzelfde geldt voor de abundanties. Nu worden drie klassen gehanteerd, terwijl met weinig tijdverlies ook bijvoorbeeld vijf klassen gebruikt kunnen worden. Dit geeft net weer meer informatie, waardoor de analyses sterker worden.

## Literatuur

1. Laperre, R.E., Brugmans, B., Kerkhoff, M.A.J. (2014), Dood hout brengt leven in de Snelle Loop in Gemert-Bakel. Land en Water.
2. Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant (1990), Een Nieuw Systeem voor de Biologische Beoordeling van de Waterkwaliteit in Lijnvormige Oppervlaktewateren (Ontwerp); Meetlat voor Biologische Waterkwaliteit, Boxtel.
3. Ter Braak, C. J. F., Šmilauer, P. (2012), Canoco reference manual and user's guide: software for ordination (version 5.0). Microcomputer Power, Ithaca, New York.
4. Dufrêne, M., Legendre, P. (1997), Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366.
5. Moeleker, M., Sanabria, M., Brugmans, B., Weerman, E. (2014), Dood hout versterkt populaties beeksoorten in de Snelle Loop. *Nature today* 29-nov-2014 (<https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=20218>, 18-12-2015)
6. Verdonchot, P., Besse, A., Brouwer, J. de, Eekhout J., Fraaije, R. (2012), Beekdalbreed hermeanderen: Bouwstenen voor de 'leidraad voor innovatief beek- en beekdalherstel'. STOWA rapport 2012-36, STOWA, Amersfoort.

## 3.2 Effecten van houtpakketten op de beekmacrofauna

Gepubliceerd als: Verdonchot, R., Moeleker, M., Scheepens, M., van Vugt, A., Brugmans, B. (2021) *Effecten van houtpakketten op de beekmacrofauna*. H<sub>2</sub>O-Online 17 juni 2021.  
<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/effecten-van-houtpakketten-in-beken-op-de-macrofauna>

**Houtpakketten worden regelmatig ingezet als kleinschalige beekherstelmaatregel. Om de effectiviteit hiervan in beeld te krijgen, is in twaalf beken de macrofauna van trajecten met en zonder hout vergeleken. In drie Brabantse beken is daarnaast onderzocht wat het effect is van het type houtpakket dat wordt toegepast: stammen, stobben of vlechtwerken. Het onderzoek liet zien dat hout een meerwaarde kan hebben voor de macrofauna, maar alleen als in de beek tevens de randvoorwaarden die de dieren stellen op orde zijn, zoals voldoende stroming en beschaduwing.**

Hout wordt meestal uit beken verwijderd om de afvoercapaciteit te waarborgen en uit veiligheidsoverwegingen. Steeds vaker wordt er echter voor gekozen om hout te laten liggen of actief in te brengen. Het vormt een namelijk een belangrijk onderdeel van laaglandbeekecosystemen [1]. Hout biedt een stabiel, stevig en structuurrijk substraat. Daarnaast ontstaat er rondom het hout variatie in stroming en waterdiepte, wat weer leidt tot veranderingen van het beddingsubstraat. Zo ontstaat een mozaïek van habitattypen, waar veel soorten een plek kunnen vinden [2].

Houtpakketten worden op verschillende manieren ingebracht. Dit is bijvoorbeeld ingegeven door het beschikbare hout, het voorkomen van opstuwing, de duurzaamheid van het pakket of de wens om een deel van de watergang vrij te houden voor kanovaart [1]. Dikkere stammen die dwars op de beekbodem worden gelegd of in visgraatvorm in de oevers worden gestoken, komen veel voor. Hydraulisch gezien een veilige optie, maar qua structuur weinig complex. Vlechtwerken zijn hier het tegenoverstelde van. Deze takkenbossen zijn structureel complex, maar vangen daardoor veel materiaal in, waardoor ze meer opstuwing en aanzanding kunnen veroorzaken. Een derde, veelvoorkomende vorm zijn stobben. Dit zijn in de oever geplaatste wortelkluiten, die deels in de watergang steken als kribben. De waterloop blijft daardoor vrij.

De toename van het aantal beken dat hout bevat, biedt de mogelijkheid de algemene effectiviteit van deze maatregel in de Nederlandse laaglandbeken te evalueren: is ecologisch succes verzekerd of is er meer nodig? Niet in alle beken blijken namelijk positieve effecten op te treden [3]. In deze studie is daarom de macrofauna van twaalf houtinbreng-locaties vergeleken met trajecten in dezelfde beek zonder ingebracht hout. Om een beeld te krijgen van de verschillen in omstandigheden tussen de locaties, zijn aanvullend milieugegevens verzameld. Verder zijn in drie beken in Noord-Brabant, als experiment, verschillende soorten houtpakketten ingebracht om meer inzicht te krijgen in de rol die het type houtpakket speelt bij de ecologische effectiviteit. Hiermee kan antwoord worden gegeven op de vraag of de manier waarop hout in een beek wordt ingebracht, leidt tot verschillen in het uiteindelijke effect van de maatregel. Vanuit onderhoudsperspectief is er namelijk een voorkeur voor 'vastgelegde' stammen en stobben. Deze configuraties stuwen vaak minder op en er is minder risico dat hout afdrijft en verstoppingen veroorzaakt bij duikers en bruggen.

### Methode

#### *Onderzoeksopzet*

Op twaalf locaties zijn beektrajecten met en zonder houtpakketten vergeleken (Afbeelding 3.4). Om generieke uitspraken te kunnen doen, is er gestreefd naar geografische spreiding van de monsterlocaties. Dit had wel locatie-specifieke verschillen tot gevolg, bijvoorbeeld in watertype (R4, R5 en R6), landschappelijke ligging en pakketleeftijd (ingebracht 2010-2018).



**Afbeelding 3.4** Onderzochte beken met houtpakketten. De pakkettype-vergelijking heeft plaatsgevonden op de geel gemarkeerde locaties.

Het effect van de verschillende pakkettypen is onderzocht in de Lactariabeek, de Beekloop en 't Merkske (Afbeelding 3.4). In de Lactariabeek heeft waterschap Aa en Maas in 2014 over een lengte van 600 m vlechtwerken en stammen aangebracht. In de Beekloop heeft waterschap De Dommel in 2015 stobben, stammen en vlechtwerken aangebracht (Afbeelding 3.5). In trajecten in het 't Merkske heeft waterschap Brabantse Delta in het water gevallen bomen niet meer verwijderd. In 2015 zijn er extra vlechtwerken aangelegd ten behoeve van het onderzoek.

In de houttrajecten zijn telkens drie pakketten geselecteerd die dienden als replica's. Op de locaties waar pakkettypen werden vergeleken, vond deze selectie per pakkettype plaats. Bovenstrooms werd op alle locaties een traject gekozen zonder houtinbreng. Dit diende als controle.



**Afbeelding 3.5** Drie verschillende houtpakkettypen in de Beekloop, van links naar rechts: stammen, stobbe, vlechtwerk.



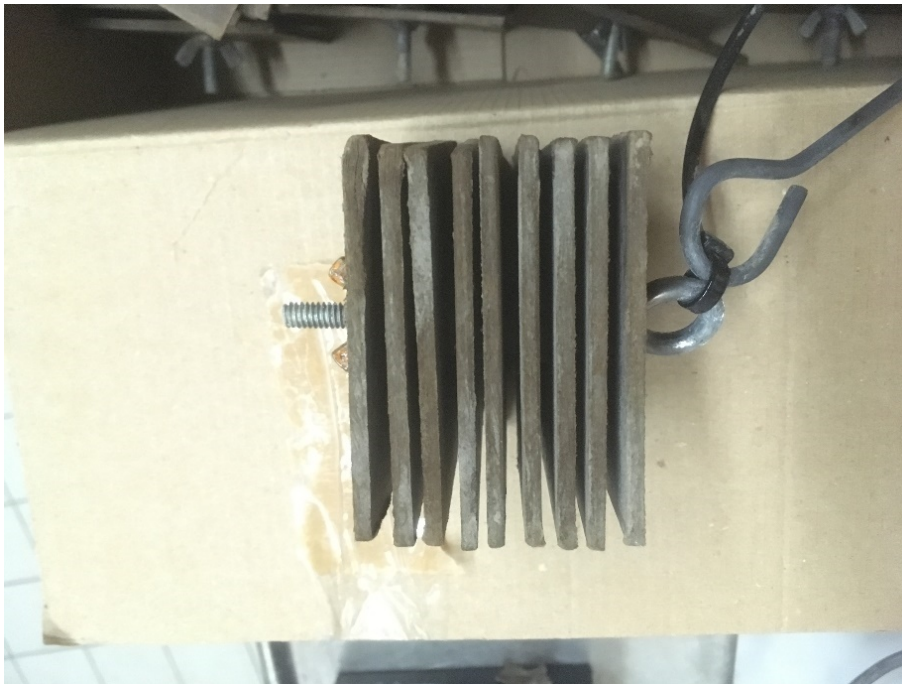
### Bemonstering

De macrofauna is op twee plekken in de houtpakketten bemonsterd:

1. Substraten tussen het hout. Er werden drie 0,5m-scheppen genomen met een standaard macrofaunanet op de overgang van mineraal naar organisch substraat.
2. Het hout zelf. Om dieren van het houtoppervlak te verzamelen, werden *multiplate*-samplers gebruikt; kunstmatige substraten die aan het hout bevestigd werden (Afbeelding 3.6). Er werden drie substraten per houtpakket geplaatst, die na twee maanden weer opgehaald werden.

De controletrajecten werden op dezelfde manier bemonsterd. Alle deelmonsters van één pakket werden gecombineerd tot één netmonster (tussen het hout) en één *multiplate*-monster (op het hout). De monsters zijn in het laboratorium uitgezocht en gedetermineerd. De *multiplates* werden schoongeborsteld om vastgehechte dieren te verzamelen.

De locaties waar de pakkettypen zijn onderzocht, zijn driemaal in het najaar bemonsterd in de periode 2015-2019, de overige locaties in 2018-2019. Ten tijde van de bemonstering zijn de dimensies van het traject bepaald, zijn de mate van beschadwing en de bedekking van verschillende substraten vastgesteld en is de stroomsnelheid gemeten. Andere parameters die ten behoeve van de analyses zijn toegevoegd, zijn de leeftijd van de houtpakketten en de droogvalduur. Dit laatste in verband met eventuele negatieve effecten van de warme, droge zomers van 2018 en 2019.



**Afbeelding 3.6** *Multiplate-sampler, gebruikt als kunstmatig substraat om de macrofauna van het houtoppervlak te bemonsteren.*

### Analyses

De totale taxonrijkdom, het aantal indicatortaxa (kenmerkende en positief dominante taxa voor de KRW-maatlatten R4-R6) en hun abundanties zijn vergeleken tussen de houtpakketten en de controlesituatie zonder hout. Voor de landelijke analyse is een standaardisatie doorgevoerd om te corrigeren voor locatie-specifieke verschillen; de *Osenberg response ratio* (ORR) [4]. Bij de vergelijking tussen pakkettypen zijn ook de verschillende meetjaren vergeleken om vast te stellen of er in de tijd veranderingen optraden in de effecten. Hiervoor zijn *generalized linear mixed-effect*-modellen gebruikt. Met de modellen zijn de totale soortenrijkdom, het aantal indicatoren en de abundanties getest op effecten van pakkettype en beek. Telkens zijn de monsters van de substraten tussen het hout en die van op het hout apart geanalyseerd.

Vervolgens is bepaald of er indicatortaxa met een uitgesproken voorkeur voor (een bepaald type) houtpakketten waren. Hiervoor is een *Indicator Value analysis* (IndVal) uitgevoerd [5]. Van de soorten met een duidelijke voorkeur is bekeken welke binding met hout er in de auto-ecologische literatuur beschreven is.

Ten slotte is bepaald in hoeverre de variatie in macrofaunasamenstelling kon worden verklaard met de milieuv variabelen van de trajecten met behulp van een *Canonical Correspondence Analysis* (CCA). Met deze techniek worden bij de verschillende ordinarie-assen die op basis van de samenstelling van de macrofauna zijn gegenereerd milieuv variabelen gezocht die het grootste gedeelte van de variatie langs die ordinarie-as verklaren.

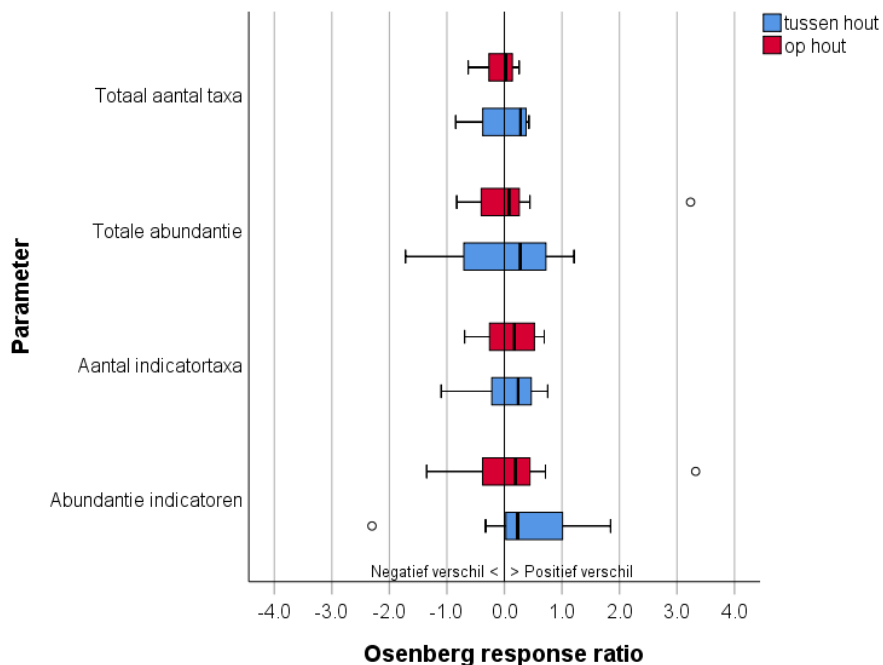
## Resultaten

### Landelijke vergelijking

In totaal werden op het hout 304 macrofaunataxa (16.184 individuen) aangetroffen, waarvan 102 taxa (9.101 individuen) als positief dominant of kenmerkend kunnen worden beschouwd voor langzaam stromende laaglandbeken. In de substraten tussen het hout werden meer taxa gevonden (333 taxa, 9.114 individuen), waarvan 110 taxa (4.661 individuen) indicatief waren.

Er waren beken met houtpakketten die zowel een positieve als een negatieve ORR-respons lieten zien, met als gevolg dat een structurele toegevoegde waarde van hout op landelijke schaal niet kon worden vastgesteld (Afbeelding 3.7). Wel was voor de meeste parameters de ORR-mediaan positief, in het voordeel van de houtpakketten. Dit gold zowel voor de macrofauna op het hout als voor de fauna die op de substraten tussen het hout werd aangetroffen.

De CCA's lieten zien dat niet de houtpakketten zelf, maar andere milieuv variabelen de belangrijkste rol speelden bij het verklaren van de macrofaunasamenstelling: de breedte, stroomsnelheid, of het traject was drooggevallen en de aanwezigheid van bomen op de oevers bleken sturend (Tabel 3.3).



**Afbeelding 3.7** Respons macrofauna in trajecten met en zonder hout ( $n = 12$ ), uitgedrukt als de Osenberg response ratio (ORR). Boxen geven de mediaan en het 25-75%-percentiel weer, stippen de outliers en whiskers de spreiding zonder de outliers. Een ORR van 0 wil zeggen dat er geen verschil is tussen de trajecten, een positieve waarde geeft een hogere waarde weer in het houttraject ten opzichte van het controletraject en een negatieve waarde een lagere waarde. Geen van de parameters wees significant af van 0.

**Tabel 3.3** Variabelen die macrofaunasamenstelling op en tussen het hout het best verklaarden op basis van CCA's met voorwaartse selectie van variabelen. Significantie: ●  $P < 0.01$ ; ○  $P < 0.05$ , - niet significant. Een lagere P-waarde geeft een sterker verband met de parameter weer.

Groep	Parameter	Positie macrofauna binnen houtpakket	
		Op houtoppervlakte	Substraten tussen hout
Morfologie	Breedte	○	●
	Diepte	-	-
Hydrologie	Stroomsnelheid	○	-
	Droogvalduur	-	○
Substraatbedekking	Mineraal	-	-
	Slib	-	-
	Detritus	-	-
	Vegetatie	-	-
Houtpakket-eigenschappen	Aanwezigheid hout	-	-
	Pakketleeftijd	-	-
	Beschaduwning	●	●

#### Effect van pakkettypen

In totaal zijn tijdens de onderzoeksperiode 266 macrofaunataxa aangetroffen in de drie Brabantse beken, verdeeld over 52.054 individuen. Hiervan zijn 95 taxa (16.843 individuen) als KRW-indicator aangeduid. De aantallen taxa verschilden per beek, waarbij de Lactariabeek armer was aan taxa dan 't Merkske en de Beekloop (Tabel 3.4). Het aantal indicatoren bleek structureel hoger op het hout dan in de controletrajecten. Dit effect werd niet gevonden voor de fauna van de substraten tussen de houtpakketten. Ook de aantallen individuen verschilden niet tussen de pakkettypen. Er waren verder duidelijke tijdseffecten, wat wil zeggen dat er grote verschillen in aantallen optraden tussen de verschillende meetjaren en dat deze patronen ook nog eens tussen de beken en de verschillende pakkettypen varieerden.

**Tabel 3.4** Samenvatting van de resultaten van de generalized linear mixed-effect-modellen waarmee de totale soortenrijkdom, het aantal indicatoren en hun abundanties zijn vergeleken tussen de beken en pakkettypen in drie verschillende jaren. Significante variabelen ( $P < 0.05$ ) zijn weergegeven met ○. Voor de effecten van de beek en de houtpakketten zijn met behulp van Tukey post hoc-tests de onderlinge verschillen bepaald, die zijn aangegeven als B: Beekloop, M: 't Merkske, L: Lactariabeek, STA: stammen, STO: stobben, VLE: vlechtwerk, CON: controle.

Variabele	Op hout				Tussen hout			
	Alle taxa		Indicatoren		Alle taxa		Indicatoren	
	Aantal	Abundantie	Aantal	Abundantie	Aantal	Abundantie	Aantal	Abundantie
<b>Invloed van meetjaar</b>								
<u>Jaar</u>	○	○	○	○				○
Jaar x beek	○		○	○		○		○
Jaar x pakket		○	○	○				○
Jaar x beek x pakket			○					○
<b>Effecten van beek en pakkettype</b>								
<u>Beek</u>	B>M >L	B=C>M	B=M>L	B>M>L	M>B>L		M>B >L	B=M>L
<u>Pakkettype</u>			STA=STO=V LE>CON					
Beek x pakket	○							

#### Taxa met houtpakket-binding

In de drie Brabantse beken werd voor slechts een beperkt aantal taxa houtpakket-binding vastgesteld ( $\approx 7\%$ ). De kokerjuffer *Lype* en de vedermug *Tvetenia discoloripes* agg. kwamen zowel op als tussen alle type houtpakketten talrijker voor, op het hout de vedermug *Diplocladius cultriger* en tussen het hout de vedermug *Paratendipes albimanus* en de tandmug *Dicranota*. De vedermug *Rheotanytarsus*

---

prefereerde specifiek de vlechtwerken en werd daar zowel op als tussen het hout gevonden. De vlokreeft *Gammarus pulex* werd juist vaker op de stobben aangetroffen.

### **Discussie**

In de Brabantse beken werden meer indicatoren gevonden op het hout dan wanneer hout afwezig was. Het hout had daarmee toegevoegde waarde voor het beekstelsysteem. Het type houtpakket bleek voor de meeste taxa niet relevant, wat ook al eerder in de Snelle Loop is waargenomen [6]. Veel taxa profiteren waarschijnlijk vooral van het stabiele, harde substraat dat het hout biedt [2].

Dat het hout zelf voor sommige soorten wel degelijk belangrijk is, laat de aanwezigheid van de houtbewonende kokerjuffer *Lype* zien, die zich voedt met hout [7]. Dat dit soort obligate houtbewoners niet meer wordt gevonden, zou verband kunnen houden met hun zeldzaamheid. Veel populaties zijn verdwenen door het decennialang verwijderen van al het hout uit watergangen. Dit maakt herkolonisatie na het opnieuw inbrengen van hout moeilijk en kan verklaren waarom er niet meer van deze soorten in de houttrajecten gevonden zijn. Deze soorten blijken overigens wel succesvol geïntroduceerd te kunnen worden in herstelde beken [8].

Ecologisch succes is niet verzekerd wanneer hout wordt ingebracht. Uit de landelijke vergelijking bleek dat de omstandigheden in de beek bepalender waren voor de macrofauna dan de aanwezigheid van hout. Hydrologische (stroomsnelheid, afvoer) en morfologische parameters (dimensies) en het landschap (beekbegeleidend bos) waren sturend voor de macrofaunasamenstelling, terwijl het hout hier geen aparte bijdrage aan leverde. Zo bleken de lage afvoeren en droogval in een deel van de beken in de droge zomers van 2018 en 2019 grote invloed te hebben op macrofauna in de houtpakketten en overschaduwden zo eventuele effecten van het hout zelf. Mogelijk hebben de uitzonderlijke omstandigheden waaronder het onderzoek heeft plaatsgevonden de resultaten dan ook vertekend.

Een complicerende factor in het onderzoek was dat de kwaliteit van sommige van de onderzochte beken vaak al relatief goed was als gevolg van een breder pakket aan herstelmaatregelen, die zowel de trajecten met houtpakketten als de controletrajecten hebben beïnvloed. Door de hier gevolgde houttraject-controlebenadering, kan dit er bij een sterkere verbetering op beekschaal toe leiden dat er geen netto-effect optreedt specifiek voor de houtpakketten.

Wat niet in het onderzoek is meegenomen, maar wel de resultaten kan beïnvloeden, is de hoeveelheid hout die is ingebracht in de trajecten en hoe dit hout precies in de beek gepositioneerd is. Vaak wordt hout in eerste instantie niet heel abundant aangebracht en vooral buiten de stroomdraad, uit angst voor eventuele negatieve gevolgen. Hierdoor kunnen effecten uitblijven, terwijl er wel degelijk effecten zouden optreden als er meer hout zou worden ingebracht en dit meer in de stroomdraad zou worden geplaatst. Dit initieert bijvoorbeeld grotere stromingsvariatie. Om de maatregel verder te optimaliseren, zou dit onderwerp daarom meer aandacht moeten krijgen.

### **Conclusies**

Succes blijkt niet gegarandeerd wanneer houtpakketten worden ingebracht. Een randvoorwaarde is dat de milieuomstandigheden in de beek op orde zijn, zoals voldoende stroming en de aanwezigheid van beschaduwing. Is dit het geval, dan bleken bepaalde macrofauna-indicatoren te profiteren van het hout, waarbij het pakkettype van ondergeschikt belang was.

### **Aanbevelingen**

Het inbrengen van hout is een eenvoudig uit te voeren, kleinschalige beekherstelmaatregel ten behoeve van de macrofauna. Alle pakkettypen dragen hieraan bij, ook de stammen en stobben die uit onderhoudsperspectief de voorkeur hebben boven de vlechtwerken. Dit biedt mogelijkheden voor een bredere toepassing van hout in beken, bijvoorbeeld in watergangen met een belangrijke afvoerfunctie, verstoppingsgevoelige kunstwerken of watergangen met recreatievaart.

Dit onderzoek laat zien dat voor een optimale ecologische effectiviteit wel goed moet worden bekeken of ook aan andere randvoorwaarden (voldoende afvoer/stroming en beschaduwing) wordt voldaan. In de praktijk komt dit erop neer dat hout inbrengen onderdeel wordt van maatregelpakketten, waarmee

---

meerdere knelpunten samen worden aangepakt. Bijkomend voordeel hiervan is dat het kan dienen als 'communicatiemiddel'. Door de zichtbaarheid van de maatregel kan de omgeving zien dat er beekherstel plaatsvindt.

### Literatuur

1. 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.
2. 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.
3. Roni, P., Beechie, T., Pess, G., Hanson, K. (2015) Wood placement in river restoration: Fact, fiction, and future direction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 466-478.
4. 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.
5. Dufrêne, M., Legendre, P. (1997), Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 345-366
6. 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.
7. 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.
8. Verdonschot, R., van der Meer, T., Verdonschot, P. 2019. Herintroductie van macrofauna: een haalbare kaart? *Vakblad Natuur Bos Landschap* 151: 23-25.

---

## 4 Aanbrengen van grindbedden

### 4.1 De ecologische meerwaarde van het aanbrengen van grindbedden in de Tongelreep

Gepubliceerd als: Velthuis, M., Borst, A., Scheepens, M., Barten, I., Dees, A., Moeleker, M., Brugmans, B., Verdonschot, R. (2019) *De ecologische meerwaarde van het aanbrengen van grindbedden in de Tongelreep*. H<sub>2</sub>O-Online 15 januari 2019.

<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/de-ecologische-meerwaarde-van-het-aanbrengen-van-grindbedden-in-de-tongelreep>

**Beekfauna kan profiteren van het aanbrengen van grindbedden in beken. Een van de weinige plekken in Nederland waar grind is aangebracht, is de Tongelreep in Noord-Brabant. Dit artikel beschrijft de ervaringen met deze maatregel, waarbij is gekeken naar de stabiliteit van de grindbedden en de aanwezigheid van macrofauna. De grindbedden bleken zich niet te verplaatsen, maar varieerden wel in grootte door tijdelijke sedimentbedekking. Het aantal op het ingebrachte grind aanwezige kenmerkende taxa was opvallend hoog. Het stimuleren van het ontstaan van grindbedden verdient daarom meer aandacht bij het ontwerp van beekherstelmaatregelen.**

Grindbedden hebben een belangrijke functie in laaglandbeken. Ze vormen het paaisubstraat voor verschillende beekvissoorten en herbergen een diverse en kenmerkende macrofaunagemeenschap [1]. Dit komt door de opbouw van een grindpakket: veel stabiel hard oppervlak, met hiertussen open ruimtes en luwten waar water passeert met een continu hoge zuurstofverzadiging. Hier kunnen dieren leven of eieren worden afgezet zonder dat deze door de stroming weggespoeld worden.

In beken waar van nature grindbedden voorkomen, zijn deze op veel plaatsen ongeschikt geworden als habitat of volledig verdwenen. Een belangrijke oorzaak van het verdwijnen van grindbedden is het over-dimensioneren van het beekprofiel bij herinrichting. Hierdoor is er bij lage afvoeren te weinig stroming, waardoor het grind niet schoonspoelt. Daarnaast ontbreekt gewoonlijk dood hout, wat lokaal voor stroomversnellingen zorgt. De grootste bedreiging voor grindbedden is het dichtslaan van de ruimtes en luwe plekken tussen de korrels [2]. Dit kan optreden door verslibbing of aanzanding bij een verlaagde afvoer, waardoor de ruimtes verstopt raken en de zuurstofvoorziening verslechtert. Massale aangroei van algen heeft vergelijkbare, negatieve effecten. Dit treedt op door eutrofiëring, vaak in combinatie met te veel licht door het verdwijnen van bomen op de oevers.

Het revitaliseren van grindbedden vraagt systeemherstel; zowel van de hydrologische en morfologische processen in het beeksysteem als door de verrijking van het beekwater met voedingsstoffen. Hiervoor is een gerichte aanpak vereist.

In de tussentijd kan als versterkende maatregel het inbrengen van grind worden overwogen, of wanneer andere gebruiksfuncties van de beek of het beekdal het inzetten van natuurlijke processen belemmeren. Het inbrengen van grind is in Nederland een maatregel die weinig wordt toegepast. Dit in tegenstelling tot Groot-Brittannië en de Verenigde Staten, waar het aanleggen van grindbedden als paaisubstraat voor zalmachtigen een standaardmaatregel is [3].

Een van de weinige plekken in Nederland waar grind is gesuppleerd, is de Tongelreep in Noord-Brabant, waar waterschap De Dommel op vijf locaties grind heeft ingebracht. Na de ingreep zijn de vorm en ligging van de grindbanken gedurende drie jaar gevolgd. Verder is onderzocht welke macrofaunagemeenschap op het grind voorkomt ten opzichte van naastgelegen controlelocaties zonder grind.



**Afbeelding 4.1** Grindbed in de Tongelreep. Vooral aan de linkerkant van de loop is het grindbed goed zichtbaar, rechts is aanzanding te zien en heeft vegetatie zich gevestigd. De korrels zijn veelal donkergekleurd door de ontwikkeling van een biofilm op de korrels, die vooral bestaat uit algen.

## Methode

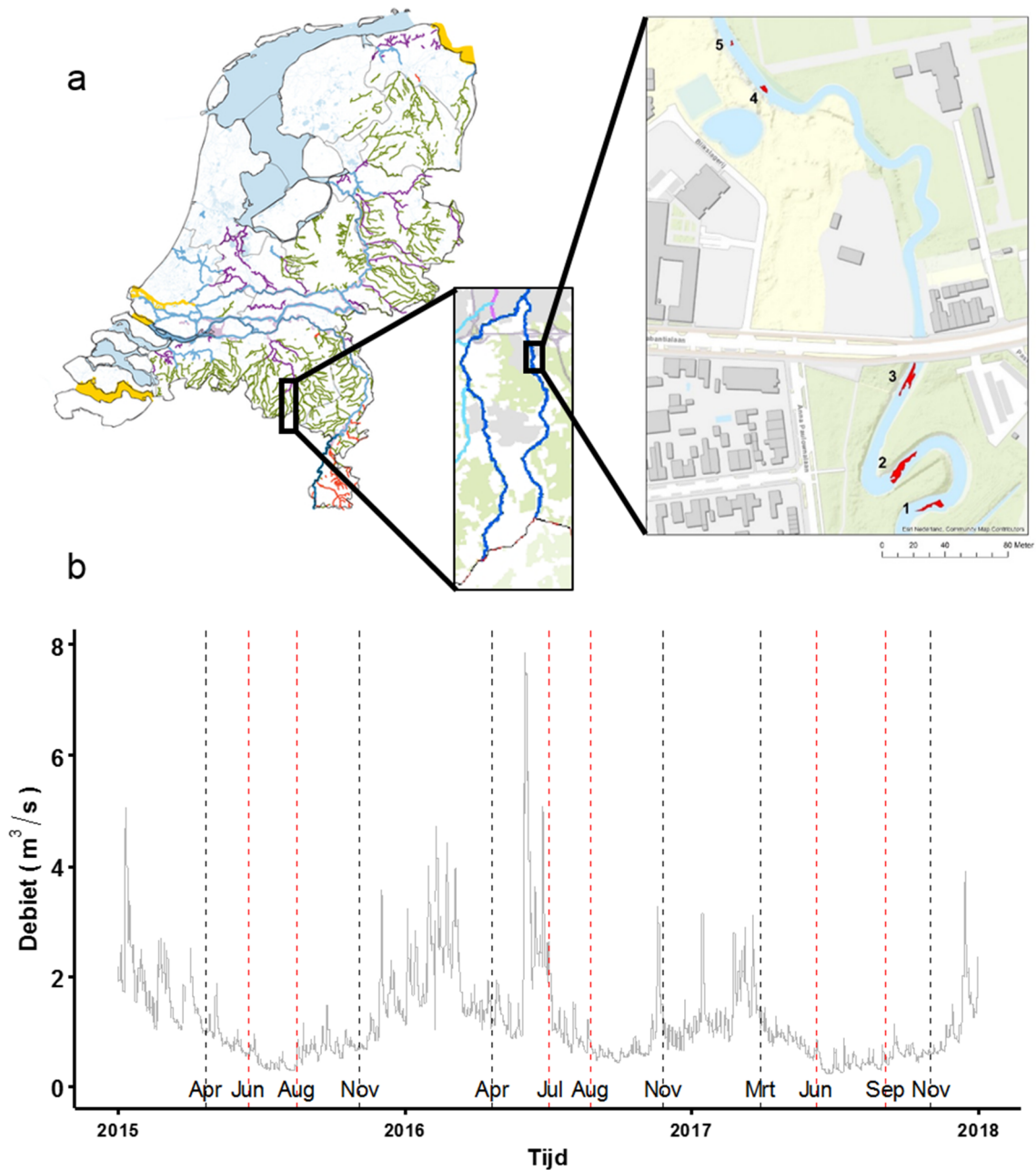
### *Studielocatie*

De Tongelreep maakt deel uit van het stroomgebied van de Dommel. In de ondergrond is hier van nature grind aanwezig, met name in de bovenloop (de 'formatie van Sterksel'). Op de meeste plekken komt de 'formatie van Boxtel' aan de oppervlakte, bestaande uit grof zand met sporadisch grind.

Het experiment met het inbrengen van grind is uitgevoerd ter hoogte van Aalst. In dit traject was geen ruimte om natuurlijke beekprocessen de ruimte te geven, waardoor het grind vrij kon spoelen als gevolg van de aanwezigheid van objecten met cultuurhistorische waarde en een sportpark. In 2012 zijn drie grindbedden met een volume van ieder ongeveer 2,5 m<sup>3</sup> ingebracht, gevolgd door nog eens twee grindbedden van ongeveer 1 m<sup>3</sup> in 2015 (Afbeelding 4.1). Hiervoor werd grind met een korrelgrootte van 4-32 mm gebruikt. Aan het begin van de monitoringsperiode (april 2015) waren de grindbedden gemiddeld 15±5 m lang en bedroeg de oppervlakte gemiddeld 36±13 m<sup>2</sup> (zie Afbeelding 4.2). De dikte bedroeg 10-20 cm.

### *Eigenschappen grindbedden*

De stroomsnelheid, waterdiepte en substraatbedekking zijn tijdens de macrofaunamonsteringen in 2016 en 2017 vier keer gemeten. In het voor- en najaar van 2015, 2016 en 2017 werd de positie van de grindbedden vastgelegd door de grindbedcontouren met *differential GPS* (dGPS) in te meten. In Geo-informatiesysteem ArcGIS zijn vervolgens de oppervlakte en de x- en y-coördinaten van het centrum van het grindbed bepaald.



**Afbeelding 4.2** (a) Ligging van de vijf aangebrachte grindbedden (in rood) in de Tongelreep. (b) Debiet en monsterdata. De grijze lijnen geven de grindbed-inmeetmomenten weer, de rode lijnen de macrofaunabemonsteringsmomenten.

#### Samenstelling macrofauna grindbedden

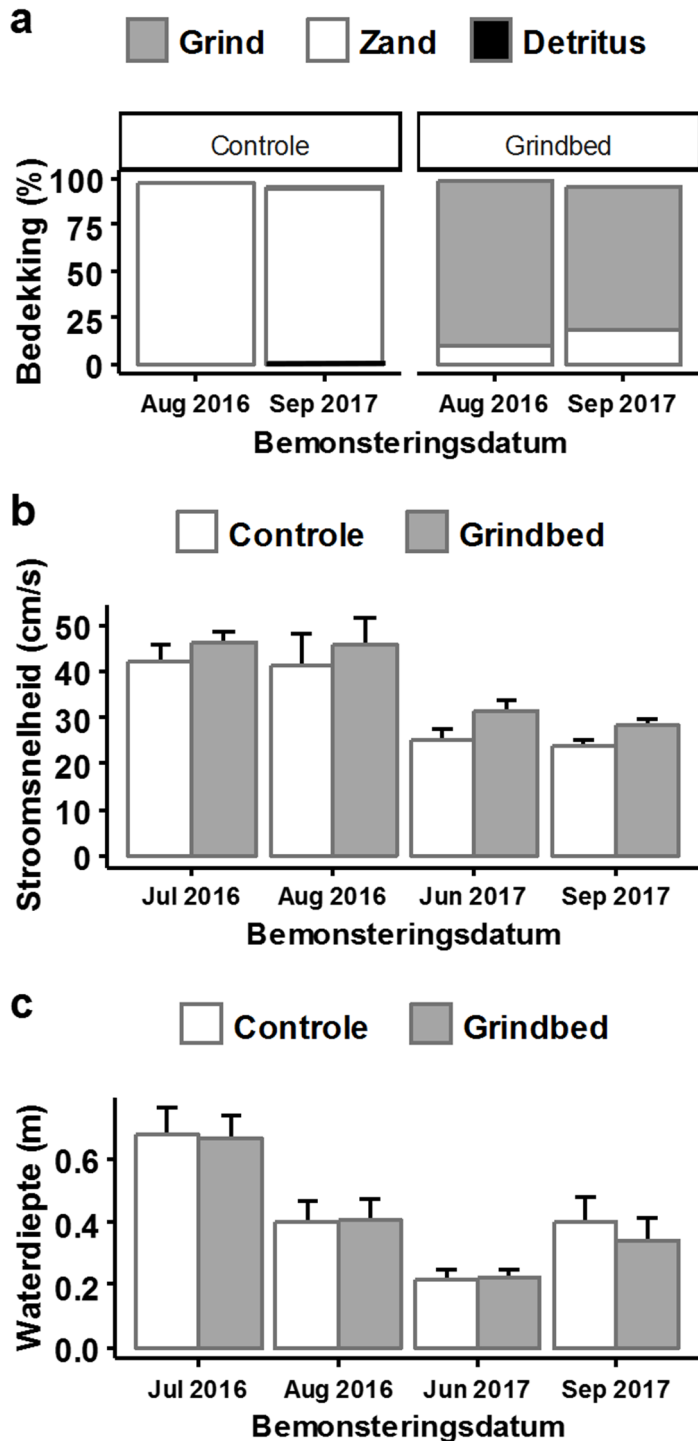
Macrofauna werd tweemaal per jaar bemonsterd in de periode 2015-2017 (juni-juli en augustus-september) met een Surber-sampler (oppervlakte 25x25 cm, maaswijdte 0,5 mm). De monsternamen vond plaats op de vijf grindbedden en op vijf nabijgelegen controleplekken met zand en detritus. Voor iedere monsterlocatie werden de totale soortenrijkdom en het aantal kenmerkende taxa voor het KRW-watertype R5 bepaald. Hiervoor werden de data taxonomisch afgestemd om dubbeltellingen in verschillende taxonomische niveaus te voorkomen bij het bepalen van de soortenrijkdom [4]. Verder zijn de gemiddelde milieu- en habitatpreferentiescores voor taxa met een preferentie voor de substraatklassen grind en stenen en voor de stromingsklasse snelstromend water vastgesteld [5].

#### Statistiek

Alle statistiek is uitgevoerd met behulp van *generalized linear mixed-effect*-modellen in R [6, 7]. Met deze modellen zijn de variabelen totale soortenrijkdom, het aantal kenmerkende soorten, de habitatpreferentiescores en de omgevingsvariabelen (stroomsnelheid en waterdiepte) getest op



effecten van substraattype (grindbedden versus controle). Hierbij is de locatie van de bemonstering meegenomen als *random term*, aangezien deze locaties op meerdere tijdstippen zijn bemonsterd. De *residuals* van de modellen zijn op normaliteit getest en indien nodig zijn de variabelen getransformeerd. Omdat de grindbedden in verschillende jaren aangelegd zijn, is getest of het jaar van aanleg effect had op de gevonden resultaten. Indien dit het geval was, is hiervoor gecorrigeerd door deze factor als *random term* mee te nemen in de analyse. Voor de stabiliteit van de grindbedden zijn de grindbed-oppervlakte en de x- en y-coördinaten van de grindbedden getest op tijdseffecten. Wanneer er namelijk een gerichte verplaatsing zou optreden, is dit terug te zien in een trend in de coördinaten.

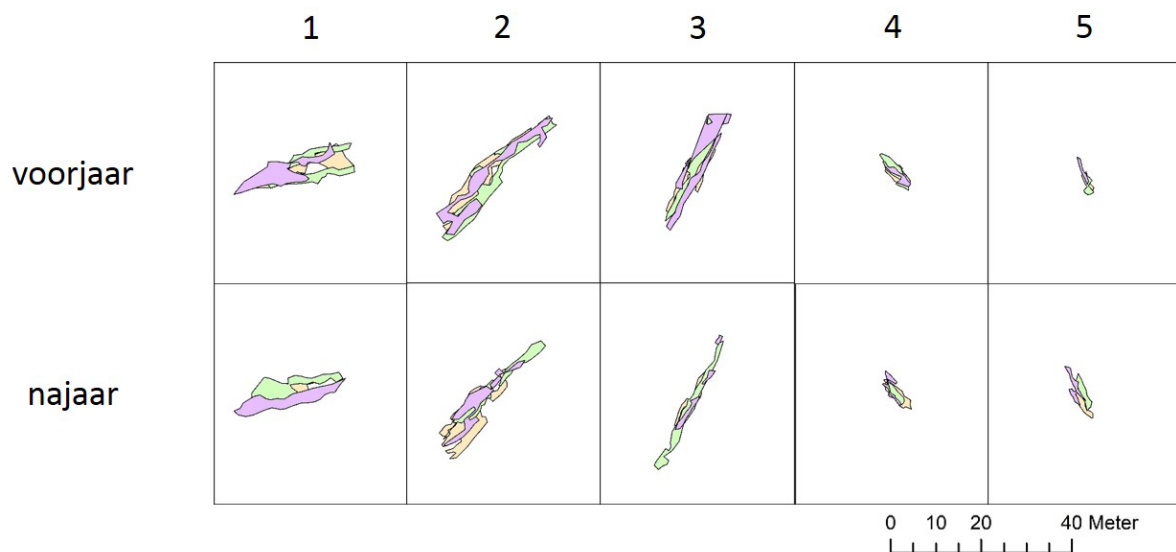


**Afbeelding 4.3** Eigenschappen van grindbedden en controlelocaties. De gemiddelde ( $\pm$  SE) substraatbedekking (a), stroomsnelheid (b) en waterdiepte (c) zijn gegeven per monsterlocatie.

## Resultaten

### Eigenschappen grindbedden

De metingen lieten zien dat de sedimentatie op de grindbedden beperkt bleef, aangezien de oppervlakte van de grindbedden aan het eind van de monitoring nog steeds voor circa 80 procent uit grind bestond (zie Afbeelding 4.3a). Er vonden in de tijd wel veranderingen plaats in de oppervlakte van de grindbedden; een gemiddelde verplaatsing van  $1.0 \pm 0.3$  m tussen de begin- en de eindpositie van het centrum van een grindbed. Deze verplaatsing was vooral een vormverandering en geen significante benedenstrooms gerichte verplaatsing van het grindbed, wat aangeeft dat over een periode van vijf jaar (vanaf 2012) de grindbedden op hun plek in de beek bleven liggen (Afbeelding 4.4). Er was geen significant verschil in oppervlakte van de grindbedden tussen seizoenen. Boven de grindbedden was de stroomsnelheid niet significant hoger en het water niet ondieper in vergelijking met de controles (Afbeelding 4.3b, c).



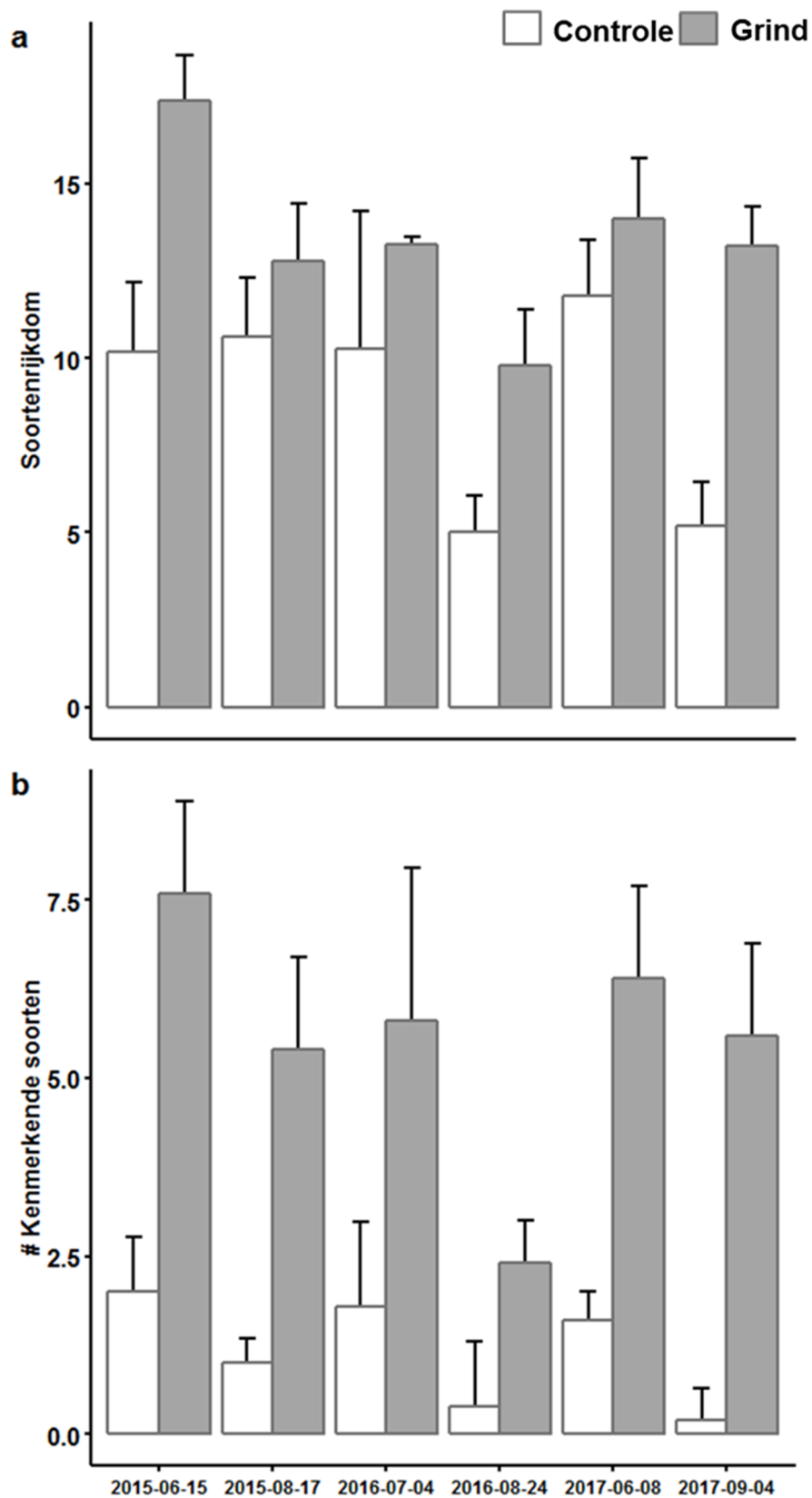
**Afbeelding 4.4** Vormverandering van de grindbedden 1-5 in de Tongelreep in de tijd. Kleuren geven het moment van inmeten weer: beige is 2015, groen 2016 en paars 2017.

### Samenstelling macrofauna grindbedden

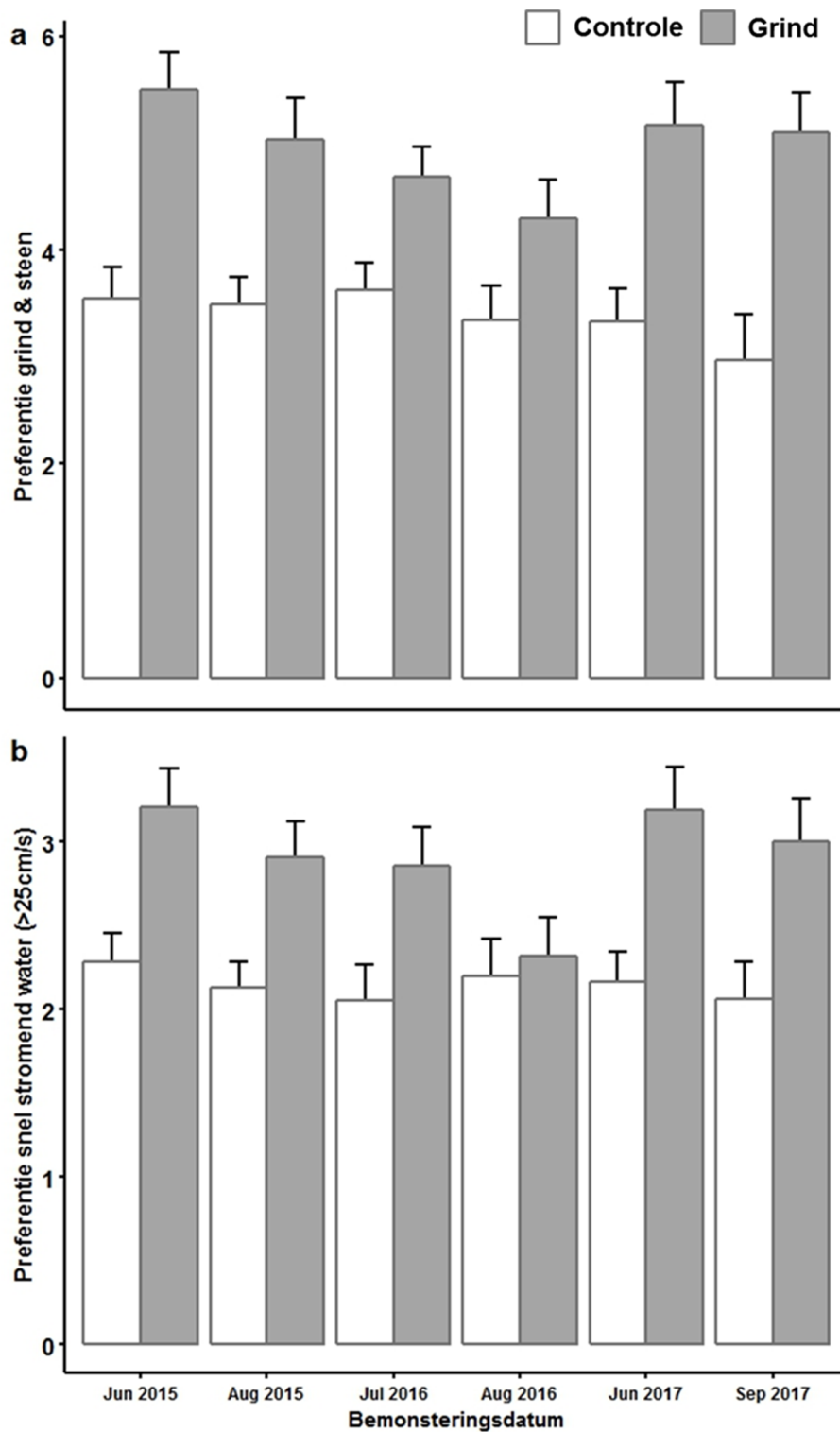
Zowel de totale soortenrijkdom als het aantal kenmerkende soorten voor KRW-watertype R5 was significant hoger op de grindbedden in alle meetjaren ( $P < 0.001$ , zie Afbeelding 4.5). Op de grindbedden kwamen gemiddeld ( $\pm$  SE over de meetmomenten)  $13 \pm 2$  soorten en  $6 \pm 1$  kenmerkende soorten voor, in vergelijking met  $9 \pm 2$  en  $1 \pm 1$  soorten op de controlelocaties. Een dip in de soortenrijkdom in augustus 2016 was waarschijnlijk het gevolg van de extreme piekafvoeren in juni, waardoor dieren of hun eieren weggespoeld zijn of het gevolg van de substraatsamenstelling (Afbeelding 4.1).

In totaal werden op de controlelocaties 12 en op de grindbedden 30 kenmerkende taxa aangetroffen. Hiervan waren 21 taxa uniek voor de grindbedden, tegen 3 taxa in de controlelocaties. Met uitzondering van de kever *Limnius volckmari*, waren alle taxa eerder in de Tongelreep aangetroffen. *L. volckmari* was alleen bekend van andere locaties in het beheergebied van De Dommel. Tabel 4.1 geeft een uitgebreid overzicht van de aangetroffen taxa.

De soorten op de grindbedden hadden een hogere preferentiescore voor grind en steen ( $P < 0.001$ , Afbeelding 4.6a), met een gemiddelde preferentiescore van  $5 \pm 0.8$  op een schaal van 0 tot 10, vergeleken met de controle ( $3.3 \pm 0.6$ ). Bovendien werd er een hogere preferentiescore voor snelstromend water gehaald ( $P < 0.001$ ; Afbeelding 4.6b).



**Afbeelding 4.5** Totale soortenrijkdom (a) en aantal kenmerkende macrofaunasoorten (b) op de grindbedden en in de controle op verschillende meetmomenten. Balken geven het gemiddelde  $\pm$  SE weer.



**Afbeelding 4.6** Milieu- en habitatpreferentiescores van de macrofaunagemeenschap voor a) substraatklassen grind en steen, b) stromingsklasse snelstromend water.

**Tabel 4.1** Overzicht van de kenmerkende taxa voor het KRW-type R5, aangetroffen op de grindbedden en de controlelocaties (beide n = 5) in de Tongelreep in de periode 2015-2017. Binding aan substraat grind en stenen: \* sterke binding, preferentiescore 6 tot 10; \*\* specialist, preferentiescore 10 [8].

Kenmerkend taxon R5	Groep	Totale abundantie	
		Controle	Grind
<i>Stylodrilus heringianus</i>	Borstelwormen	2	1
<i>Ancylus fluviatilis</i> **	Slakken		16
<i>Echinogammarus berilloni</i>	Vlokreeften	26	780
<i>Lebertia insignis</i>	Watermijten		2
<i>Lebertia rivulorum</i>	Watermijten		1
<i>Sperchon clupeiifer</i>	Watermijten		5
<i>Baetis buceratus</i>	Haften		1
<i>Baetis fuscatus</i>	Haften		1
<i>Centroptilum luteolum</i>	Haften		1
<i>Ephemera danica</i>	Haften	1	5
<i>Elmis aenea</i>	Kevers		9
<i>Elmis maugetii</i>	Kevers		8
<i>Limnius volckmari</i> *	Kevers		2
<i>Orectochilus villosus</i>	Kevers		4
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	Kevers	1	3
<i>Athripsodes cinereus</i>	Kokerjuffers	1	13
<i>Goera pilosa</i> **	Kokerjuffers		85
<i>Hydropsyche angustipennis</i> *	Kokerjuffers		3
<i>Hydropsyche pellucidula</i> *	Kokerjuffers		93
<i>Silo nigricornis</i> **	Kokerjuffers		1
<i>Calopteryx splendens</i>	Libellen	1	1
<i>Dicranota</i>	Muggen	13	216
<i>Eukiefferiella claripennis</i>	Muggen		14
<i>Harnischia</i>	Muggen		1
<i>Odontomesa fulva</i>	Muggen	83	
<i>Paracladopelma nigrifulum</i>	Muggen	1	
<i>Paratrichocladius rufiventris</i>	Muggen	1	21
<i>Rheocricotopus chalybeatus</i>	Muggen		2
<i>Rheotanytarsus</i>	Muggen		4
<i>Simulium morsitans</i>	Muggen	4	4
<i>Synorthocladius semivirens</i>	Muggen		1
<i>Thienemanniella majuscula</i>	Muggen		2
<i>Atrichops crassipes</i>	Vliegen	1	

## Discussie

Het blijkt mogelijk om grindbedden aan te leggen die positief bijdragen aan de soortenrijkdom. Dit is interessant, omdat met een relatief kleine inspanning een potentieel hoge opbrengst in termen van biodiversiteit gerealiseerd kan worden.

### *Blijven de grindbedden intact?*

De grindbedden in de Tongelreep bleken relatief stabiel tijdens de meetperiode; er traden slechts kleine en ongerichte veranderingen op en de grindbedekking bleef hoog. Voor de stabiliteit van de grindbedden is de stroomsnelheid cruciaal. Lage stroomsnelheden leiden tot verzanding of verslibbing van de grindbedden, een te hoge snelheid tot het verspoelen van het grind [8, 9]. Voor het vaststellen van de stroomsnelheid die de stabiliteit van de grindbedden waarborgt is geen simpele vuistregel, maar deze is onder andere afhankelijk van beekprofiel, bodemstructuur, bodemsamenstelling en nutriënten (algengroei) [9, 10]. Wel blijkt uit de literatuur dat bij een stroomsnelheid boven 60 cm/s de uitspoeling van grind sterk toeneemt [11]. Verslibbing en veralgining zullen in de Nederlandse laaglandbeken een groter probleem zijn, aangezien deze pas vanaf relatief hoge stroomsnelheden (tussen de 20 en 60 cm/s) sterk geremd worden [9]. In de Tongelreep, een relatief snelstromende

---

laaglandbeek, was de stroomsnelheid voldoende (gemiddeld over gemeten jaren 30 cm/s, Afbeelding 3b) om de ingebrachte grindbedden te handhaven.

#### *Effect grindbedden op macrofauna*

Het onderzoek toont aan dat het aanbrenge van grind, of de aanwezigheid van dit substraat in het algemeen, een positief effect heeft op de macrofaunagemeenschap in termen van soortenrijkdom en KRW-doelsoorten.

Over de gehele periode waren de macrofaunasoortenrijkdom en het aantal kenmerkende soorten veel hoger op de grindbedden. Veel van de kenmerkende soorten werden niet in de controletrajecten met een zandbodem aangetroffen. Met uitzondering van de beekkever *Limnius volckmari* waren dit allemaal soorten die al eerder in de Tongelreep waren gevonden. Er vindt dus een concentratie plaats van soorten van elders uit het systeem. Of deze dieren van natuurlijke grindbedden in de beek afkomstig zijn of van andere habitattypen is niet bekend. Slechts een klein aantal soorten heeft een sterke binding met grindbedden of stenen, zoals de slak *Ancylus fluviatis* en de kokerjuffers *Goera pilosa* en *Silo nigricornis*. Kennelijk zijn deze specialisten wel in staat snel de nieuwe grindbedden te koloniseren.

De hoge preferentiescores voor de substraattypen grind en stenen en voor hoge stroomsnelheden geven aan dat het typische stromend-watersoorten betreft. Dat de feitelijke stroomsnelheid op de locaties niet verschilde tussen de controle- en grindbedmonsterpunten terwijl de milieu- en habitatpreferenties hier wel op wezen, laat zien dat de grindbedden een meerwaarde hebben qua milieucondities voor de kenmerkende macrofauna, waaronder zuurstofrijk water dat door het grind stroomt, hard vestigingssubstraat met hierop biofilm dat als voedsel kan dienen en predatievrije zones (vis) in de ruimtes tussen de korrels [1, 12].

#### *Is de macrofauna indicatief voor de habitatgeschiktheid voor andere biologische groepen?*

Naast het belang voor macrofauna zijn grindbedden ook essentieel in de levenscyclus van sommige beekvissen, bijvoorbeeld als paaisubstraat voor de Beekprik. Hoewel niet direct onderzocht, zou het grote aantal kenmerkende macrofaunasoorten een indicatie kunnen zijn van de geschiktheid van het substraat voor beekvissen. De milieucondities waarop ook de macrofauna positief reageert, zijn immers ook de omstandigheden die bijvoorbeeld de eieren van de Beekprik nodig hebben.

### **Conclusie en aanbevelingen**

De resultaten van dit onderzoek pleiten voor het stimuleren van het ontstaan van grindbedden. Het actief inbrengen van grind is echter een technologische oplossing. Aangezien dit type maatregelen alleen wenselijk is in beken waar van nature al grind aanwezig is, zou een aanpak waarbij met natuurlijke processen gewerkt wordt ('Bouwen-met-Natuur') de voorkeur hebben. De kern hiervan is voldoende plekken met hoge stroomsnelheden te realiseren, zodat het in de bedding aanwezige grind vrij kan spoelen. Dit kan door het stimuleren van vrije doorstroming via het opheffen van stuwen, waardoor grindbedden op natuurlijke wijze vrij spoelen en in stand gehouden kunnen worden. Het versneld beschikbaar maken van grind kan ook door (het stimuleren van) stromingsvariatie met behulp van dood hout, waardoor spoelkommen ontstaan. Hierin komt het grind in de bedding bloot te liggen.

Bij het vergraven van beken kan onderzocht worden waar grind in de ondergrond aanwezig is, zodat het verleggen van de beek hierop aangepast kan worden. Daarnaast kan variatie in diepte en breedte in het profiel worden gecreëerd om stromingsvariatie te stimuleren. Hierbij kan ook stroombaanmaaien worden toegepast, waarbij de stroming wordt geconcentreerd in een centrale geul.

In alle gevallen is beschaduwning van grindbedtrajecten belangrijk: om veralgning te voorkomen en omdat veel grindbedbewonende fauna gebaat is bij lage watertemperaturen.

Als natuurlijke processen niet optimaal kunnen functioneren vanwege ruimtegebrek, zoals ook het geval was in de Tongelreep, dan is het inbrengen van grind een te overwegen maatregel. Omdat de aanwezigheid en het in stand blijven van – al dan niet ingebrachte – grindbedden van toegevoegde waarde is voor de biodiversiteit, verdient grind aandacht bij het ontwerp van beekherstelmaatregelen.

---

## Literatuur

1. Verdonschot, P. et al. (2016). Kennisoverzicht kleinschalige maatregelen in Brabantse beken. STOWA rapport 2017-16, STOWA, Amersfoort.
2. Verdonschot, R.C.M. & Verdonschot, P.F.M. (2012). Habitat- en systeemgeschiktheid van beeksystemen voor beekvissen. OBN rapport 2012/OBN168-BE, Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
3. Brown, R.A. & Pasternack, G.B. (2009). Comparison of methods for analysing salmon habitat rehabilitation designs for regulated rivers. *River Research and Applications* 25, 745-772.
4. Schmidt-Kloiber, A. & Nijboer, R.C. (2004). The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* 516, 269-283.
5. 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.
6. R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Wenen. <https://www.R-project.org/>.
7. Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67, 1-48.
8. Barzilai, R., Laronne, J.B., Reid, I. (2013). Effect of changes in fine-grained matrix on bedload sediment transport in a gravel-bed river. *Earth Surface Processes and Landforms* 38, 441-448.
9. Neverman, A.J., Death, R.G., Fuller, I.C., Singh, R., Procter, J.N. (2018). Towards mechanistic hydrological limits: a literature synthesis to improve the study of direct linkages between sediment transport and periphyton accrual in gravel-bed rivers. *Environmental Management* 62, 740-755.
10. Mueller, E.R., Pitlick, J., Nelson, J.M. (2005). Variation in the reference Shields stress for bed load transport in gravel-bed streams and rivers. *Water Resources Research* 41, 1-10.
11. Whitaker, A.C., Potts, D.F. (2007). Coarse bed load transport in an alluvial gravel bed stream, Dupuyer Creek, Montana. *Earth Surface Processes and Landforms* 32, 1984-2004.
12. Barnes, J.B., Vaughan, I.P., Ormerod, S.J. (2013) Reappraising the effects of habitat structure on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 58, 2154-2167.

---

## 5 Extensief maaibeheer

### 5.1 Effect van stroombaanmaaien op de ecologische kwaliteit van de Lage Raam: een verkennend onderzoek

Gepubliceerd als: Verdonshot, R., Brugmans, B., Kits, M., Moeleker, M. (2017) *Effect van stroombaanmaaien op de ecologische kwaliteit van de Lage Raam: een verkennend onderzoek*. H<sub>2</sub>O-Online 13 september 2017.

<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/effect-van-stroombaanmaaien-op-de-ecologische-kwaliteit-van-de-lage-raam-een-verkennend-onderzoek>

**In beken wordt steeds vaker gekozen voor stroombaanmaaien als extensieve beheersvorm, meestal vanuit ecologisch oogpunt. Hierbij wordt alleen de stroomdraad gemaaid, terwijl de oeervervegetatie en een deel van het natte profiel intact blijven. Of dit ook daadwerkelijk leidt tot een verandering in de ecologische kwaliteit is niet goed gekwantificeerd. Om hier meer inzicht in te krijgen, zijn de macrofauna en vegetatie van een traject in de Lage Raam waar stroombaanmaaien wordt toegepast, vergeleken met een morfologisch vergelijkbaar bovenstrooms traject dat regulier onderhouden wordt.**

In landbouwgebieden op de hogere zandgronden bestaat de vegetatie in veel watergangen hoofdzakelijk uit emerse (deels boven water groeiende) planten, meestal Liesgras, Egelskop of Riet [1]. De vrees bestaat dat, onder de huidige voedselrijke en onbeschaduwde omstandigheden, extensief beheer leidt tot uitbreiding van dit type monotone vegetaties. Dit staat ver af van het doel van de beheersvorm, namelijk dat de oevers en een deel van het natte profiel door minder te maaien de kans krijgen zich te ontwikkelen tot een heterogene habitat met de bijbehorende biodiversiteit [2]. Complexe en structuurrijke oevers bieden namelijk veel plekken waar dier- en plantensoorten zich kunnen vestigen. Hierdoor neemt de ecologische kwaliteit toe en komen de KRW-doelen binnen bereik, zonder dat herinrichtingsmaatregelen getroffen hoeven te worden.

Om een beeld te krijgen van de ontwikkelingsrichting van de ongemaaide vegetatie, zijn met name trajecten interessant die al langere tijd extensief onderhouden worden. De Lage Raam bij Sint Hubert (Noord-Brabant) bevat zulke trajecten. In delen van de beek vindt sinds 1998-1999 extensief onderhoud plaats. Tot 2004 werd er helemaal geen onderhoud gepleegd, daarna zeer extensief met een frequentie van eenmaal per tien jaar. Na een overlast gevende piekafvoer is de beek in mei 2012 grondiger geschoond en is men overgegaan op stroombaanmaaien als beheersvorm.

Om de ecologische meerwaarde van deze onderhoudsvorm te bepalen, zijn in 2015 in het voor- en najaar een stroombaanmaaietraject en een bovenstrooms gelegen, regulier onderhouden traject bemonsterd op macrofauna en zijn vegetatieopnamen gemaakt. De onderzoeksvraag hierbij was: verschilt de jaarlijks gemaaide natte oever in ecologische waarde van de extensief onderhouden natte oevers?

#### **Methode**

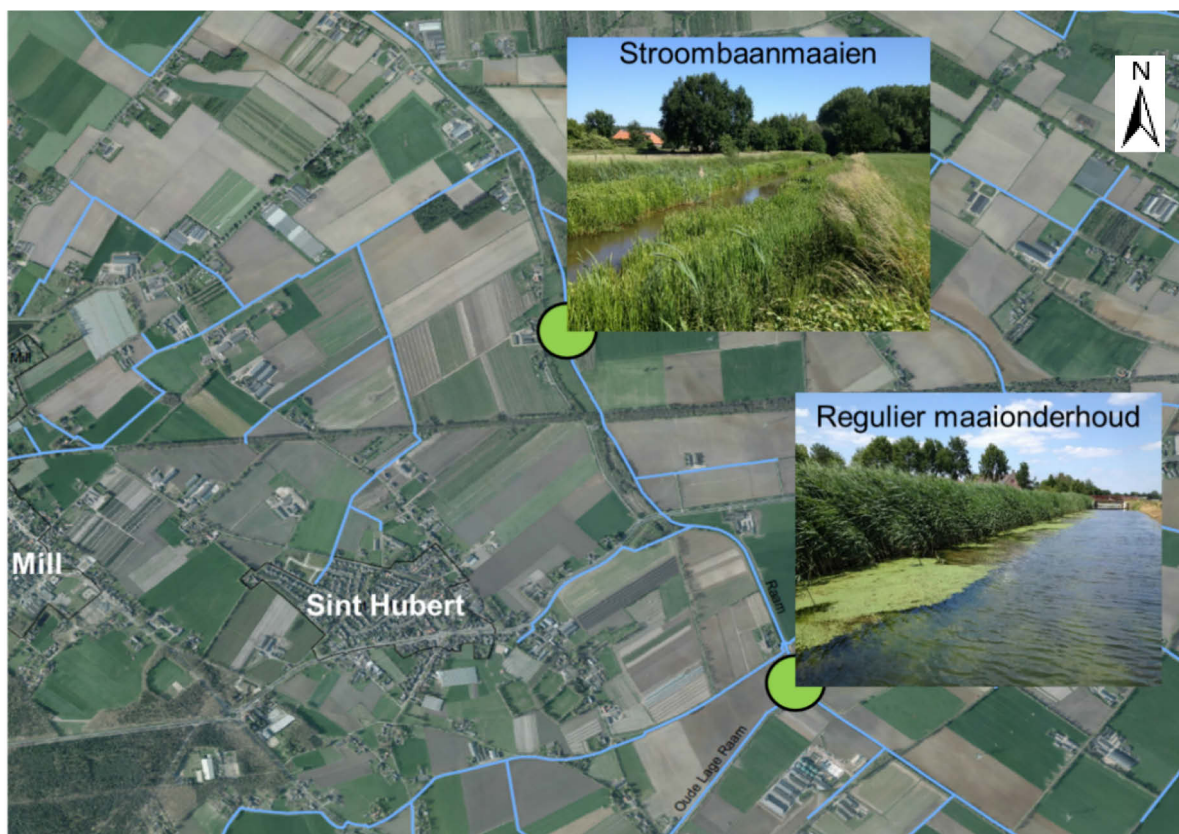
De Lage Raam is een regenwater gevoede waterloop met weinig verhang (0,3 m/km) en heeft daardoor een lage gemiddelde stroomsnelheid. Er zijn twee meetlocaties geselecteerd met een onderlinge afstand van 1,8 km, die qua stroming, dimensies en beschaduwing vergelijkbaar waren (zie Afbeelding 5.1). De eerste locatie wordt onderhouden door alleen een 4 m brede stroombaan te maaien. De tweede locatie fungeert als controle en ligt bovenstrooms van de eerste locatie. Dit traject wordt regulier onderhouden, dat wil zeggen dat de oevers alternerend in één jaar eenmalig links en



rechts gemaaid worden en de bodem tweemaal per jaar gemaaid wordt. Beide trajecten zijn sterk overgedimensioneerd, genormaliseerd en gekanaliseerd. In het stroombaanmaaietraject heeft zich door verlanding een tweefasenprofiel gevormd, waarbij in de watergang een droge oever is ontstaan.

De macrofauna is in het voorjaar (juni) en het najaar (september) van 2015 bemonsterd met behulp van een standaard macrofaunanet, waarbij een vegetatiemonster van 5 m is genomen. Hier is ook een visuele inschatting gemaakt van de substraatbedekking in een proefvlak van 10 m lengte en zijn de dimensies van de watergang en de stroomsnelheid gemeten.

De vegetatie is in juni 2015 opgenomen in proefvlakken van 100 m lengte op de westelijke oever (Tansley-schaal). Per proefvlak is onderscheid gemaakt in een deelproefvlak droge oever (tussen laag- en hoogwaterlijn), oeverzone met vooral emerse vegetatie en open water met vooral submerse en/of drijfbladplanten.



**Afbeelding 5.1** Overzichtskaart met het stroombaanmaaien- en het regulier onderhouden traject in de Lage Raam in juni 2015.

Taxonrijkdom en de Shannon-Wiener-diversiteit ( $H'$ ) zijn berekend en voor de macrofauna is ook een clusteranalyse op basis van de Sorensen-(Bray-Curtis-)dissimilariteit uitgevoerd om de omvang van de verschillen in samenstelling tussen de monsters te bepalen [3]. Daarnaast is de ecologische kwaliteit (EKR) bepaald aan de hand van de KRW-maatlatten horend bij het watertype R5 voor vegetatie en macrofauna [4].

In theorie zorgt stroombaanmaaien voor andere milieuomstandigheden in een beektraject. Daarom is op basis van de macrofauna-habitatpreferenties [5] bekeken of er verschillen waren tussen de trajecten wat betreft:

1. Rheofilie (stromingsminnendheid): toename bij profielverkleining door stroombaanmaaien;
2. Saprobie (tolerantie organische belasting): verlandende oevers stroombaanmaaien leidt tot meer organische belasting;
3. Substraatvoorkeur detritus: meer organisch materiaal door permanente aanwezigheid vegetatie bij stroombaanmaaien.

## Resultaten

### Hydromorfologie

In het voorjaar bestond de bodem van het regulier gemaaide traject vooral uit zand, terwijl in het najaar fijn organisch materiaal domineerde (Tabel 5.1). In het stroombaanmaaietraject was in het voorjaar naast zand ook een vrij gelijkmatige bedekking van andere substraten aanwezig, in het najaar was er net zoals in het reguliere traject sprake van fijn organisch materiaal-dominantie. De stroomsnelheid was laag.

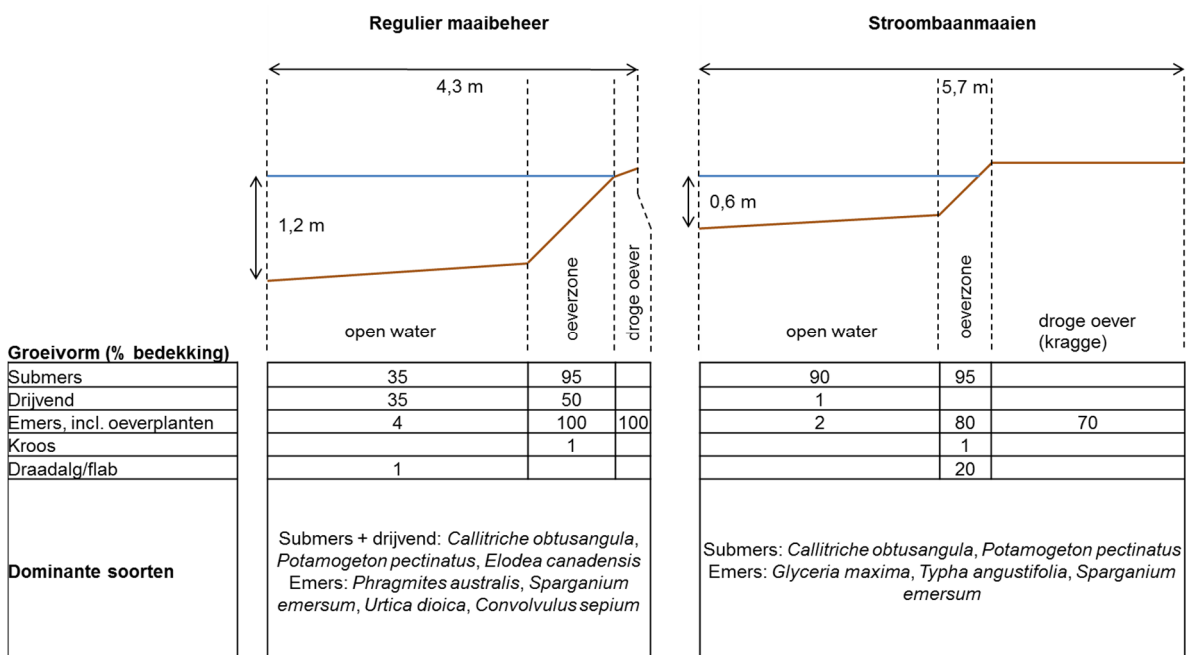
**Tabel 5.1** Hydrologische en morfologische parameters-trajecten.

Parameter	Voorjaar		Najaar	
	Regulier	Stroombaan	Regulier	Stroombaan
Stroomsnelheid (cm/s)	0	2	2	9
Waterbreedte (m)	8	11	8	11
Maximale waterdiepte (m)	1,20	1,20	1,20	1,25
Substraat- bedekking (%)	Zand	90	5	5
	Fijn organisch materiaal	10	40	90
	Grof organisch materiaal	0	20	5

### Vegetatie

#### Biodiversiteit

Ondanks een beheersverschil was het natte profiel van beide trajecten grotendeels gevuld met vegetatie (Afbeelding 5.2). De soortenrijkdom en abundantieverdeling in het open water waren vergelijkbaar (regulier zeven soorten, stroombaanmaaien zes soorten), met hoge bedekkingen van Stomphoekig sterrenkroos, Schedefonteinkruid en Kleine egelskop (Tabel 5.2). In het regulier gemaaide traject domineerde Riet de relatief soortenarme oeverzone en de droge oever; er waren respectievelijk drie en vier soorten aanwezig. Deze zones in het stroombaantraject hadden een duidelijk hogere plantenrijkdom, met respectievelijk negen en zeventien soorten. Desalniettemin was Liesgras er zeer dominant aanwezig.



**Afbeelding 5.2** Dwarsprofiel van de westoever van de onderzochte 100m-trajecten in de Lage Raam, onderverdeeld in drie zones: open water, oeverzone, droge oever (tot gemiddelde hoogwaterlijn) met hierbij de ingeschatte vegetatiebedekking per groeivorm en de dominante soorten.

### Ecologische kwaliteit

Op basis van de R5-deelmaatlat soortensamenstelling scoorde het reguliere traject beter (EKR = 0,46) dan het stroombaanmaaientraject (EKR = 0,05). Dit wordt vooral veroorzaakt door de aanwezigheid van Brede waterpest en Aarvederkruid in het regulier gemaaide traject, terwijl de Liesgras-dominantie in negatieve zin doorwerkte in het stroombaanmaaientraject. Overigens kwamen er in het stroombaanmaaientraject wel meer scorende soorten voor (negen t.o.v. zes). Inzake abundantie van groeivormen was de beoordeling zeer vergelijkbaar: wat betreft bedekking van emerse planten, draadwieren en Kroos scoorden beide trajecten goed tot zeer goed, terwijl het bedekkingspercentage van submerse en drijvende planten in beide gevallen dusdanig hoog was dat dit leidde tot de beoordeling ontoereikend. Ook negatief was het ontbreken van beekbegeleidend bos in beide trajecten.

### *Macrofauna*

### Biodiversiteit

Het reguliere traject bevatte in het voorjaar minder taxa dan in het najaar en in vergelijking met het stroombaantraject, terwijl in het najaar vergelijkbare aantallen werden aangetroffen (Tabel 5.3). Dit verschil uitte zich ook in de samenstelling van de levensgemeenschap; de clusteranalyse laat zien dat in het najaar de levensgemeenschap in beide trajecten vergelijkbaar is, terwijl in het voorjaar de samenstelling duidelijk verschilde (Afbeelding 5.3). De grotere soortenrijkdom komt vrijwel niet terug in de diversiteitsindex, omdat het veelal taxa in kleine aantallen zijn die het verschil in soortensamenstelling maken, waarbij de waterkevers de belangrijkste bijdrage leveren (één taxon in het reguliere traject, vijftien taxa in het stroombaanmaaientraject). Andersom waren slakken talrijker in het reguliere traject in het voorjaar. De diversiteit werd meer gestuurd door het seizoen dan door het traject.

**Tabel 5.2** Vegetatieopnamen op basis van de negendelige Tansley-schaal. Afkortingen deelproefvlakken: ow: open water, oe: oeverzone, dr: droge oever.

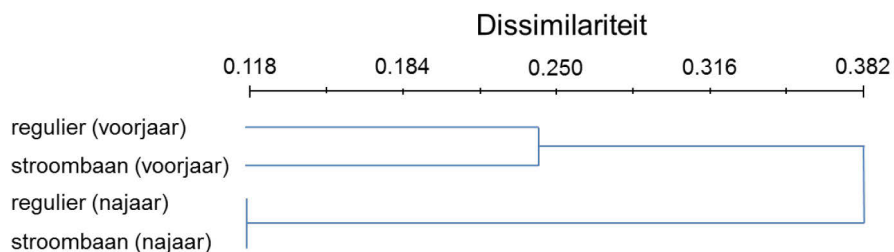
Taxon	Regulier			Stroombaan		
	ow	oe	dr	ow	oe	dr
Schedefonteinkruid	4			7		
Brede waterpest	4					1
Aarvederkruid	1					
Gewoon sterrenkroos				2		
Stomphoekig sterrenkroos	9			7	7	
Drijvend fonteinkruid				1		
Dwergkroos					1	
Klein kroos		1				
Grote egelskop					2	2
Kleine egelskop	4			8		
Liesgras					9	9
Kleine lisdodde					5	5
Grote waterweegbree					1	2
Riet	4	9	9			
Watergras						1
Rode waterereprijs	1					
Gele waterkers						1
Slanke waterkers				1		
Blaartrekkende boterbloem					1	2
Zwart tandzaad						1
Haagwinde		1	4			
Kleefkruid						1
Greppelrus						1
Wolfspoot						1
Ridderzuring						1
Bitterzoet					2	
Grote brandnetel		1	4			1
Basterdwederik						1
Braam						2
Varkenskers					1	
Wilg						1

### Ecologische kwaliteit

De lage KRW-scores en het kleine aantal kenmerkende soorten (Tabel 5.3) wijzen erop dat de levensgemeenschap vooral gedomineerd wordt door soorten die niet gebonden zijn aan het beekmilieu. De habitatpreferenties laten in het voorjaar een effect zien van meer organisch substraat in het stroombaanmaaientraject, met een hogere habitatpreferentie voor detritus en hoger aandeel dieren van organisch belaste omstandigheden. Een stromingseffect is niet duidelijk aanwezig. In het najaar zijn de verschillen klein, al lijkt de stromingspreferentie voor het reguliere traject iets lager uit te vallen, zeker ten opzichte van de situatie in het voorjaar.

**Tabel 5.3** Aantal taxa en individuen per taxonomische hoofdgroep.

Hoofdgroep	Voorjaar		Najaar	
	Regulier	Stroombaan	Regulier	Stroombaan
Platwormen	1 (9)	1 (13)	1 (1)	3 (15)
Slakken	11 (195)	6 (351)	10 (314)	12 (175)
Tweekleppigen	1 (181)	2 (35)	2 (11)	1 (34)
Bloedzuigers	2 (2)	4 (24)	3 (11)	4 (9)
Zoetwaterborstelwormen	2 (20)	3 (8)	4 (17)	3 (40)
Watermijten	3 (3)	6 (15)	3 (22)	3 (3)
Vlokreeften	1 (292)	1 (595)	1 (137)	2 (20)
Waterpissebedden	1 (141)	3 (259)	2 (191)	3 (319)
Haften	1 (2)	1 (4)	4 (10)	2 (45)
Waterkevers	1 (1)	15 (35)	6 (13)	8 (45)
Slijkvliegen			1 (1)	
Waterwantsen	1 (1)	5 (10)	9 (18)	11 (54)
Libellen	1 (2)	1 (1)	2 (7)	1 (5)
Vliegen/muggen	7 (15)	8 (15)	13 (129)	13 (98)
Kokerjuffers	1 (4)	3 (13)	5 (17)	3 (18)
Rijkdom				
Totale taxonrijkdom	34	59	66	69
Totale abundantie	868	1378	898	883
Shannon-Wiener-diversiteit	2,00	2,08	2,94	3,12
Kwaliteit				
EKR-R5	0,27	0,30	0,32	0,26
Aantal kenmerkende taxa R5	0	1	3	0
Habitatpreferenties				
matig- en snelstromend water (%)	28	27	23	26
α-meso- en polysaproob (%)	40	45	40	42
habitat detritus (%)	14	20	17	17



**Afbeelding 5.3** Clusterdiagram dat de mate van overeenkomst in samenstelling tussen de macrofaunamonsters van de trajecten weergeeft.

---

## Discussie

### *Effecten op substraatsamenstelling*

In het stroombaantraject werd in het voorjaar substraatdifferentiatie vastgesteld, waarbij de combinatie zand, fijn organisch materiaal en grof organisch materiaal voorkwam. In het regulier gemaaide traject was de beekbodem gehomogeniseerd en bestond deze vrijwel geheel uit zand, waarschijnlijk als gevolg van hoge winterafvoeren. Het behoud van heterogeniteit bij hoge afvoeren is vanuit ecologisch oogpunt een positief effect, omdat dit de beschikbaarheid van meer – en door de hogere stabiliteit een geschiktere – habitat voor de fauna betekent en daarmee stimulerend kan werken voor de biodiversiteit. Juist detritus is een belangrijk element in beken, omdat veel soorten hiervan afhankelijk zijn voor, onder andere, hun voedselvoorziening. Dit is ook terug te zien in de verhoogde preferentie voor detritus in het stroombaanmaaientraject in het voorjaar.

### *Effecten op stroming*

Uit de stroomsnelheidsmetingen bleek dat de stroomsnelheid veelal te laag was om nog van een beek te kunnen spreken. Ook de lage habitatpreferentie voor stroming duidt erop dat de watergang een stilstaand-water-karakter heeft. Het gebrek aan stroming heeft vooral een natuurlijke oorzaak, namelijk een laag verhang. Van oorsprong lag er op deze plek waarschijnlijk een doorstroommoeras. De bovenloop van de Lage Raam (reguliere traject) is dan ook een gegraven watergang. De middenloop (stroombaantraject) is op historische kaarten van rond 1850 wel als klein stroompje te zien, maar is waarschijnlijk ook grotendeels gegraven in het moerassige gebied. Overdimensionering heeft de stroming in de beek verder verlaagd. In principe zou het ontstaan van een natuurlijk tweefasenprofiel door verlanding van de oevers bij stroombaanmaaien tot gevolg kunnen hebben dat er hogere en meer constante stroomsnelheden bereikt kunnen worden in de – vegetatievrij gebleven – stroomgeul. Echter, de gemaaide stroombaan is momenteel zo breed dat dit effect niet voldoende op gang komt.

### *Effecten op vegetatie*

Terwijl er geen duidelijke verschillen zijn in het open water tussen beide trajecten, is de oeverzone van het stroombaanmaaientraject veel soortenrijker dan het regulier onderhouden traject. Het beschikbare oppervlak voor de ontwikkeling van oevervegetatie is in het stroombaanmaaientraject veel groter dan in het reguliere, als gevolg van het ontstaan van een verlandingszone in het ongemaaide deel van de watergang. Deze oppervlaktevergroting kan een belangrijke reden zijn dat meer soorten een plek kunnen vinden langs de oever van het stroombaanmaaientraject, maar nog belangrijker is dat ook de heterogeniteit (hoog-laag, droog-nat) van de oever vergroot wordt.

De oeverzones van de twee trajecten werden gedomineerd door verschillende plantensoorten, respectievelijk Liesgras en Riet. Helaas is niet te achterhalen of dit verschil in dominante plantensoort het gevolg is van een andere vorm van beheer of dat dit een andere (historische) oorzaak heeft omdat er niet eerder vegetatieopnamen op deze locaties zijn gemaakt. Hetzelfde geldt voor de submerse vegetatie, die grote invloed heeft op bijvoorbeeld de KRW-score van de trajecten.

### *Effecten op macrofauna*

Op basis van de macrofauna kan gesteld worden dat stroombaanmaaien in de Lage Raam een positief effect heeft op de soortenrijkdom in het voorjaar. Een toename van het aandeel aan detritus gebonden soorten wijst op een effect van de waargenomen toegenomen substraatheterogeniteit in het stroombaanmaaientraject. Het regulier onderhouden traject raakt in de winter sterker gehomogeniseerd bij hoge afvoeren, omdat er na het maaien weinig structuur in de watergang overblijft. De aangetroffen taxa waren echter veelal geen kenmerkende beeksoorten, waardoor de verhoogde taxonrijkdom niet tot uiting komt in de kwaliteitsbeoordeling. Het ontbreken van deze soorten lijkt vooral te wijten te zijn aan de lage stroomsnelheid in de beek, waardoor deze meer een moeraskarakter heeft dan een laaglandbeek karakter.

## Conclusies en aanbevelingen

Dit verkennende onderzoek in de Lage Raam schetst de ecologische meerwaarde van stroombaanmaaien in laaglandbeken, namelijk een bijdrage aan habitatheterogeniteit via substraatdifferentiatie en een vergroting van de soortenrijkdom in zowel de beek (macrofauna) als op de oever (macrofyten).

---

Dit potentieel komt echter niet goed tot uiting in de huidige beoordelingen van de ecologische kwaliteit. Enerzijds omdat het effect vooral algemene en tolerante (daarmee niet voor watertype R5 kenmerkende) soorten betreft, anderzijds omdat de nieuw ontstane situatie door het stroombaanmaaien niet geheel passend is voor de huidige beektypen door het sterke moeraskarakter van dit soort trajecten. Het is dan ook de vraag in hoeverre het KRW-type R5 van toepassing is op deze situatie of dat het streefbeeld (en de bijbehorende levensgemeenschap) meer het moeraskarakter van het systeem moet benadrukken. Om dit verschil duidelijk te maken, zou de beek in de toekomst bemonsterd en beoordeeld kunnen worden als een moerasbeek, waarvoor recentelijk conceptmaatlaten ontwikkeld zijn [6]. Eventueel zou door een smallere stroombaan te maaien (bijvoorbeeld 2 m breed in plaats van de huidige 4 m) de stroomsnelheid enigszins verhoogd kunnen worden, waar stromingsminnende soorten van zouden kunnen profiteren.

Een andere belangrijke vraag voor het onderzoek is welke invloed dit verschil in dominante soort heeft op de soortenrijkdom van de oever, bijvoorbeeld omdat Riet door zijn hoogte een sterk zelfbeschaduwend effect heeft en zo de ontwikkeling van andere plantensoorten belemmert. Het was in dit onderzoek niet goed mogelijk de effecten van het maai-beheer te scheiden van de effecten van de al aanwezige plantensoorten. Om bij toekomstig onderzoek dit type invloed te verminderen, zou een veldexperimentele benadering kunnen helpen, waarbij naast de morfologie ook de vegetatie zo gelijk mogelijk gehouden wordt.

De studie laat verder zien hoe sterk bepalend het systeem is voor de effecten die maatregelen hebben op trajectschaal. Het is bijvoorbeeld de vraag wat voor effect stroombaanmaaien heeft op beeksystemen met een gemiddeld hogere stroomsnelheid, andere substraten of een andere voedselrijkdom. Juist door systeeminvloed op de effecten van beheer en onderhoud is een bredere opzet van het onderzoek naar de effecten van maaien in watergangen nodig, waardoor in dit type watergang specifieke effecten tot op zekere hoogte ondervangen kunnen worden. Hiervoor is in 2016 het OBN (Kennisinstituut Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit) project 'Aangepast beheer en onderhoud en kleinschalige maatregelen in beken' opgestart, waarin naast de ecologie ook nader gekeken gaat worden naar de hydrologische consequenties van dit beheertype.

Ten slotte is het de vraag hoe stroombaanmaaietrajecten zich in de toekomst ontwikkelen van groot belang uit hydraulisch (wateroverlast-) en beheer- en onderhoudsoogpunt (baggeren, herprofilering) in het kader van het functioneren van de watergang binnen het watersysteem. Het onderzochte traject in de Lage Raam is nog relatief jong, waardoor de vegetatie zich in een vroeg successiestadium bevindt. Het is de vraag hoe snel de verlanding van deze Liesgrasgordels verloopt, of de Liesgrasdominantie op de kragge stand houdt en of er vervolgens bosopslag zal optreden, er juist een ontwikkeling richting een meer diverse moerasplantenvegetatie plaatsvindt, of dat de kragge degradeert en stukken afkalven en in de watergang terechtkomen. Het is daarom noodzakelijk stroombaanmaaietrajecten over een langere periode te volgen en de vegetatieontwikkeling vast te leggen om te komen tot een betere inschatting van de ontwikkeling die deze watergangen in de tijd doormaken.

## Literatuur

1. Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & Westhoff, V. (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Leiden: Opulus Press.
2. Baattrup-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.
3. Krebs, C.J. (1999). *Ecological methodology*. Second edition. Menlo Park: Benjamin/Cummins.
4. Molen, D.T. van der, Pot, R., Evers, C.H.M. & Nieuwerburgh, L.L.J. van (2012). Referenties en maatlaten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn water 2015-2021. STOWA rapport 2012-31, STOWA, Amersfoort.
5. Verberk, W.C.E.P., Verdonschot, P.F.M., Haaren, T. van & Maanen, B. van (2012). Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. Eindhoven: Van de Garde-Jémé.
6. Verdonschot, R., Runhaar, H., Buijse, T., Bijkerk, R. & Verdonschot, P. (2016) Doorstroommoerassen en moerasbeken. Typebeschrijvingen en ontwikkeling maatlaten voor de biologische kwaliteitselementen. Notitie Zoetwatersystemen, Wageningen Environmental Research, Wageningen.

## 5.2 De ecologische meerwaarde van extensiever maaien in beken

Gepubliceerd als: Verdonshot, R., Moeleker, M., Scheepens, M., Stamhuis, M., Brugmans, B. (2021) *De ecologische meerwaarde van extensiever maaien in beken*. H<sub>2</sub>O-Online 23 juni 2021.  
<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/de-ecologische-meerwaarde-van-extensiever-maaien-in-beken>

**Beken worden steeds vaker extensief gemaaid, waarbij de vegetatie tijdelijk een- of tweezijdig wordt gespaard. In drie Noord-Brabantse beken is de toegevoegde waarde van deze maaivormen voor de vegetatie en macrofauna onderzocht in een maai-experiment. Niet maaien zorgde wel voor meer vegetatie, maar leidde in slechts één beek tot veranderingen in de bedekking van plantensoorten. De macrofauna profiteerde in alle beken het meest van één jaar stroombaanmaaien. Het verschil in effect tussen één en twee jaar sparen leek samen te hangen met verslechterde milieuomstandigheden in de gespaarde vegetatiezoom in het tweede jaar.**

In steeds meer beken wordt de water- en oevervegetatie minder intensief gemaaid, vooral ingegeven door de Natuurbeschermingswet en de Kaderrichtlijn Water (KRW). De gedachte achter deze beheeraanpassing is dat maaien het waterleven negatief beïnvloedt, omdat het directe en indirecte effecten op het waterleven kan hebben [1, 2]. Het stimuleert het woekeren van bepaalde plantensoorten en met het maaisel worden vissen en ongewervelden op de kant gebracht. De structuur die planten onder water vormen en waar dieren gebruik van maken om bijvoorbeeld te eten en zich te verschuilen, verdwijnt. Bovendien heeft maaien tijdelijk effect op de waterkwaliteit, bijvoorbeeld via slibopwerveling en zuurstofdaling.

### Vormen van extensief maaibeheer

Volledig stoppen met maaien is meestal geen optie, omdat massale vegetatieontwikkeling vaak strijdig is met waterkwantiteits- en waterveiligheidsrandvoorwaarden. Daarom wordt er vaak voor gekozen om de begroeiing gedeeltelijk te sparen, zodat ecologische en waterkwantiteitsdoelen met elkaar gecombineerd kunnen worden [3]. Veelvoorkomende extensievere maaivormen zijn eenzijdig sparen en stroombaanmaaien. Eenzijdig sparen, ook wel alternerend maaien genoemd, wil zeggen dat het maaien van beide zijden van de beek gespreid wordt in de tijd, waarbij eerst de ene kant van de watergang volledig wordt gemaaid en op een ander moment de andere kant. De tijd tussen de maaibeurten kan variëren, maar de meeste waterschappen houden hiervoor het voor- en najaar aan. Stroombaanmaaien gaat een stap verder: er wordt alleen een stroombaan in het natte profiel vrijgehouden van vegetatie, terwijl de oevers een aantal jaren worden gespaard.

### Het onderzoek

De vraag is in hoeverre met extensief maaibeheer ecologische doelen in beken gerealiseerd kunnen worden. Dit onderwerp heeft tot nu toe vooral aandacht gekregen in stilstaande wateren, zoals sloten, vaak in relatie tot de ontwikkeling van natuurvriendelijke oevers [1]. In beken is de toegevoegde waarde ten opzichte van regulier maaibeheer en de verschillen tussen de verschillende maaivormen slechts beperkt gekwantificeerd [4, 5]. Aangezien in beken andere sleutelfactoren spelen dan in sloten, is het de vraag of de bevindingen van stilstaande wateren wel een-op-een naar stromende wateren vertaald kunnen worden. Om hier meer inzicht in te krijgen, is in drie beken in Noord-Brabant een maai-experiment opgezet, waarin de effecten van één en twee jaar eenzijdig sparen en stroombaanmaaien op de vegetatie en de macrofauna zijn onderzocht.

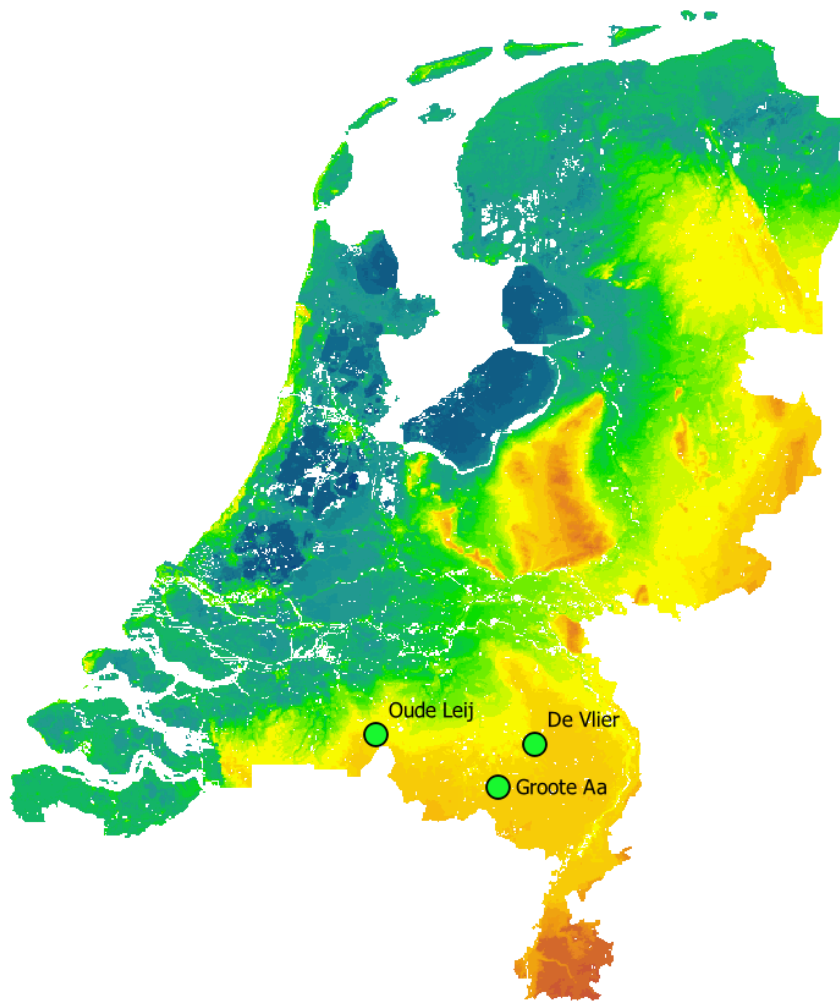
### Methode

#### Onderzoekslocaties

De maai-experimenten zijn uitgevoerd in de Groote Aa (KRW-watertype R5, waterschap De Dommel, 7,7 m breed), de Vlier (KRW-watertype R5, waterschap Aa en Maas, 4 m breed) en de Oude Leij (KRW-watertype R4, waterschap Brabantse Delta, 3,2 m breed) (Afbeelding 5.4). De drie onderzochte

---

beken hebben een ander karakter qua voedselrijkdom, stromingsdynamiek en landgebruik, maar hebben gemeen dat ze alle verstuwd, gekanaliseerd en genormaliseerd zijn.

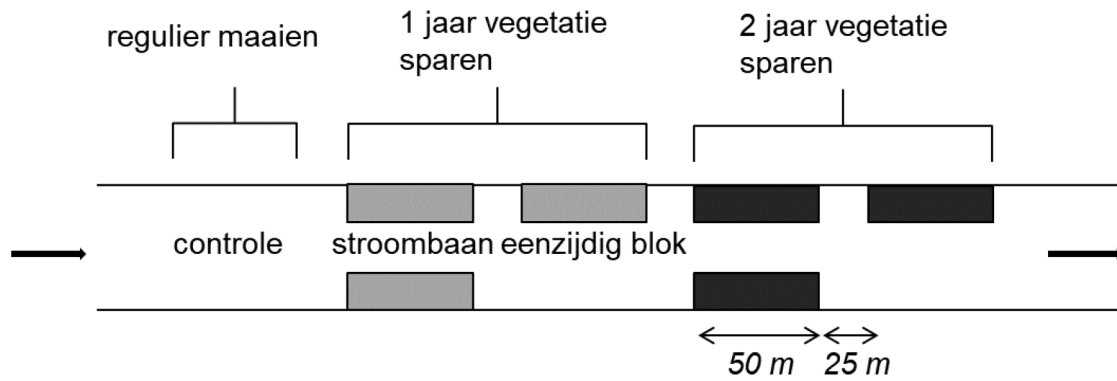


**Afbeelding 5.4** Ligging onderzoekslocaties.

#### *Opzet van het maai-experiment*

Per beek is een zo homogeen mogelijk traject geselecteerd. Dit is onderverdeeld in vijf deeltrajecten, met van boven- naar benedenstrooms de volgende beheersvormen: regulier gemaaid, één jaar sparen en twee jaar sparen, waarbij of een- of tweezijdig (stroombaan) niet gemaaid werd (Afbeelding 5.5). Er zijn voor-na-controle-impactmetingen verricht: de voormeting (nulsituatie) vond plaats in 2015 in alle deeltrajecten, gevolgd door de impactmetingen in de gemaaide en niet-gemaaide deeltrajecten vanaf 2016. De exacte meetjaren verschilden, omdat in twee van de drie beken het experiment door vergissingen in het maaischema opnieuw gestart moest worden. Impactmetingen werden in de Groote Aa in 2016 en 2017 verricht en in de andere twee beken in 2018 en 2019. Na twee jaar sparen is ten slotte nog eenmaal gemeten, toen het traject weer op de reguliere wijze werd gemaaid.





**Afbeelding 5.5** Opzet maai-experiment met van boven- naar benedenstrooms de deeltrajecten met verschillende maaieregimes. Tussenruimtes zijn regulier gemaaid.

#### Macrofauna en vegetatie

Per deeltraject zijn in het voorjaar twee macrofaunamonsters genomen met een standaard-macrofaunanet, die bestonden uit vijf scheppen van 0,5 m in en langs de buitenrand van de (gespaarde) vegetatie. De monsters zijn in het laboratorium uitgezocht en gedetermineerd. In de zomer werden per deeltraject de aanwezige plantensoorten genoteerd en werd de bedekking visueel geschat aan de hand van de Tansley-vegetatiebedekking-schaal.

#### Analyse

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de levensgemeenschappen, zijn Principal Response Curve (PRC)-analyses uitgevoerd. Deze ordinatietechniek is gebaseerd op een Redundantie-analyse en geeft een diagram met de tijd geprojecteerd op de x-as en de eerste ordinatie-as (PRC-as 1) op de y-as. Deze as geeft het effect van de ingreep op de samenstelling van de levensgemeenschap weer ten opzichte van de controle ( $C_{dt}$ ). Verder geeft de analyse voor individuele taxa de respons die ze laten zien na de verandering van beheersvorm ( $b_k$ ). Om meer inzicht te krijgen in deze respons, is de mate van correlatie tussen  $b_k$  en een selectie van milieu- en habitatpreferenties [6] bepaald met behulp van Spearman-rank-correlaties.

## Resultaten

#### Effecten op vegetatie

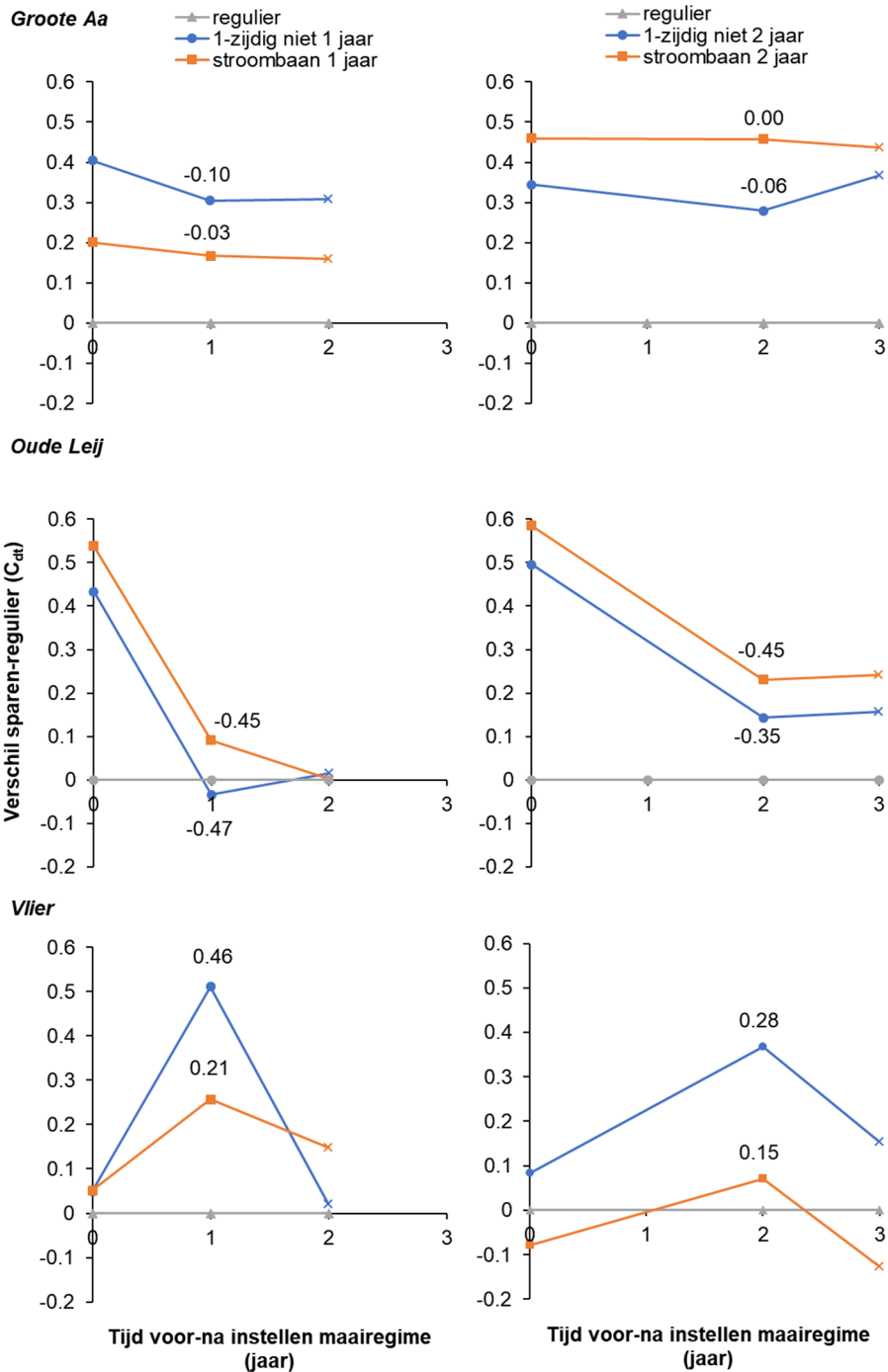
Niet maaien leidde tot een uitbreiding van de vegetatie in de ondiepe oeverzone (Afbeelding 5.6). In de Groote Aa breidde de zoom van emerse planten zich uit. In het eerste jaar bedroeg deze uitbreiding voor de eenzijdige blokken 8% en voor het stroombaanmaaien 26%. In het tweede jaar was dit 18 en 23%. In de Oude Leij trad in het eerste jaar ook uitbreiding op (eenzijdig 17%, stroombaan 36%), maar in het tweede jaar werd de vegetatiezoom weer kleiner (afname van 8% bij beide behandelingen). Dit was het gevolg van een sterke dominantie van sterrenkroos in de watergang, die de stroomgeul langs de oevers stuurde. De steile, verstevigde oevers van de Vlier remden de uitbreiding van emerse vegetatie, waardoor de toename slechts 1 tot 5% bedroeg.



**Afbeelding 5.6** Eenzijdig gespaarde vegetatie in de Vlier.

Het aantal plantentaxa in de vegetatieopnamen varieerde tussen de 78 en 92 taxa. In de Vlier leidde het aangepaste maaibeheer tot vegetatieveranderingen die toe te schrijven waren aan het maaibeheer (Afbeelding 5.7; stijgende lijn na niet meer maaien, dalende lijn nadat traject opnieuw gemaaid is). Het effect was groter in de eenzijdig gespaarde deeltrajecten dan in de stroombaanmaaien-deeltrajecten. Het grootste verschil trad op na één jaar sparen.

Er is vervolgens vastgesteld welke plantensoorten deze verschillen veroorzaakten en dan specifiek de positief scorende KRW-indicatoren voor beken en moerasbeken. Plantensoorten reageerden verschillend op het sparen; een toename, afname en geen respons werden waargenomen en dit kon daarnaast verschillen tussen één of twee jaar sparen (Tabel 5.4). Over het algemeen namen meer positieve indicatoren in bedekking toe in het eerste jaar, terwijl in het tweede jaar juist meer indicatoren een afname lieten zien.



**Afbeelding 5.7** Verandering in vegetatiesamenstelling (PRCs,  $C_{dt}$ ) voor eenzijdig sparen en stroombaanmaaien bij 1 of 2 jaar sparen, ten opzichte van de regulier gemaaide (controle). Het eerste meetpunt is regulier gemaaid (voor), het tweede punt is gespaard (impact, met daarbij de verandering ten opzichte van de uitgangssituatie  $\Delta C_{dt}$  vermeld) en het derde punt is nadat het gespaarde blok weer is weggemaaid (na). Hoe groter de afwijking ten opzichte van de controle (grijze nullijn), des te groter de verandering in de vegetatiesamenstelling. De voormeting begint niet altijd rond 0, wat aangeeft dat de controle- en impact-deeltrajecten onderling verschillen in vegetatiesamenstelling.

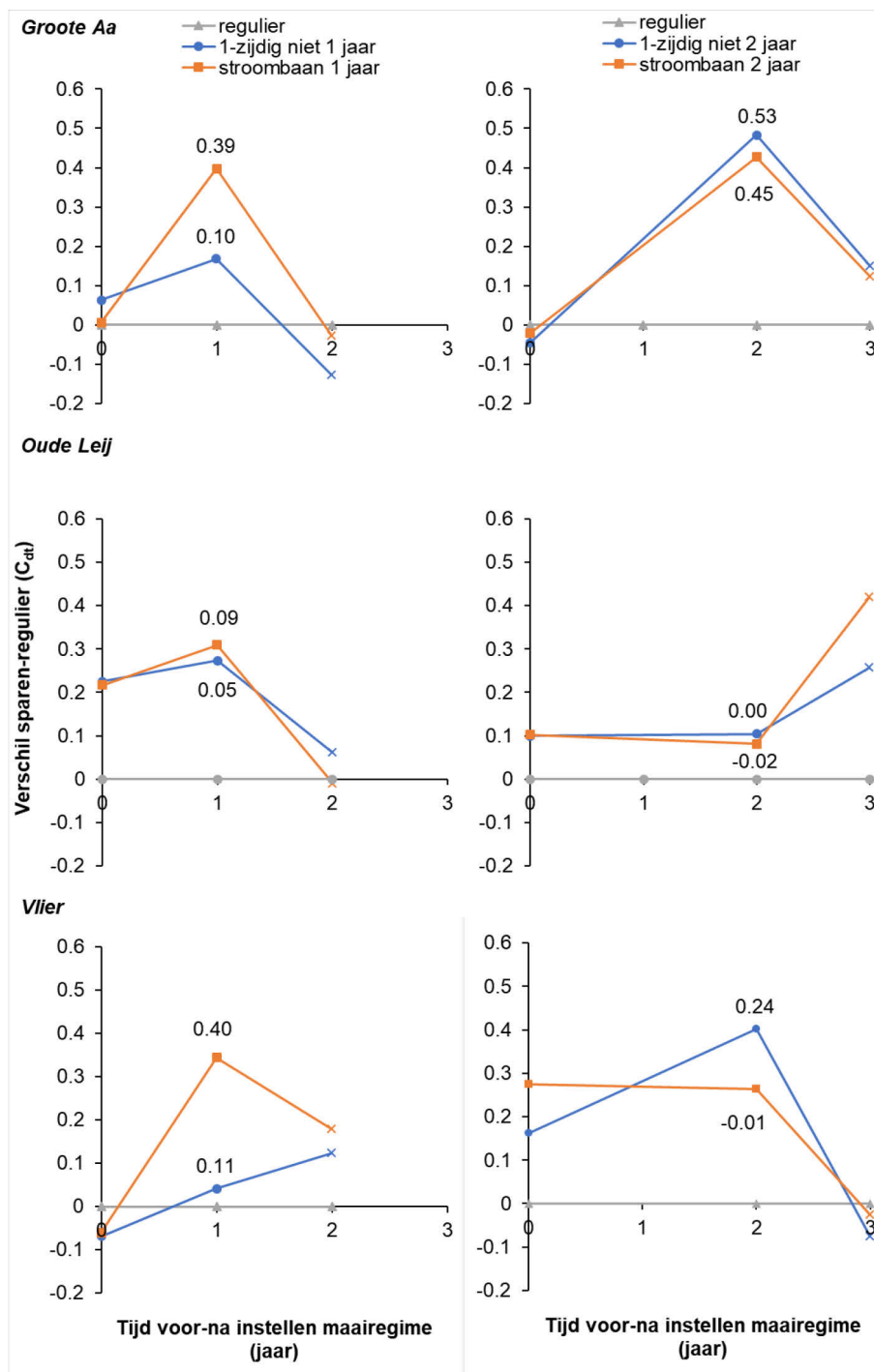
**Tabel 5.4** Respons positieve KRW-indicatoren voor beken en moerasbeken bij 1 of 2 jaar sparen in de Vlier op basis van de PRC analyses ( $b_k$ ). +: toename bedekking, -: afname, 0: geen verandering.

KRW-indicator	Respons bij sparen vegetatie	
	1 jaar	2 jaar
Gele plomp ( <i>Nuphar lutea</i> )	+	+
Grote kattenstaart ( <i>Lythrum salicaria</i> )	+	+
Veldrus ( <i>Juncus acutiflorus</i> )	0	+
Gekroesd fonteinkruid ( <i>Potamogeton crispus</i> )	0	+
Moeraswalstro ( <i>Galium palustre</i> )	+	0
Zwanenbloem ( <i>Butomus umbellatus</i> )	+	0
Wolfspoot ( <i>Lycopus europaeus</i> )	+	-
Gele lis ( <i>Iris pseudacorus</i> )	+	-
Drijvend fonteinkruid ( <i>Potamogeton natans</i> )	+	-
Kleine egelskop ( <i>Sparganium emersum</i> )	-	-
Zwarte els ( <i>Alnus glutinosa</i> )	-	-
Grote egelskop ( <i>Sparganium erectum</i> )	0	-
Grote wederik ( <i>Lysimachia vulgaris</i> )	0	-
Bosbies ( <i>Scirpus sylvaticus</i> )	0	-
IJle zegge ( <i>Carex remota</i> )	0	0
Haarfonteinkruid ( <i>Potamogeton trichoides</i> )	0	0

In de andere twee beken werden geen veranderingen waargenomen die in verband gebracht konden worden met het maaibeheer (Afbeelding 5.7; het opnieuw maaien van de gespaarde trajecten leidde niet tot grote veranderingen in de waarden). In de Grote Aa breidde de al aanwezige vegetatie zich simpelweg uit in de watergang zonder dat er veranderingen in de dominantieverhoudingen optraden. In de Oude Leij zorgde het sparen van de vegetatie er juist voor dat de verschillen in vegetatiesamenstelling, die voor het extensieve maaibeheer werd gestart aanwezig waren, verdwenen. Hierdoor gingen de verschillende deeltrajecten meer op elkaar lijken.

#### Macrofauna

Het aantal taxa in de onderzochte beken varieerde tussen de 184 en 233 (16.260-23.997 individuen). De respons van de macrofauna was consistentere dan bij de vegetatie tot uiting kwam, maar bestond net als bij de vegetatie uit veranderingen in aantallen dieren en niet in taxonsamenstelling. In alle drie de beken werden effecten waargenomen bij één jaar sparen, waarbij stroombaanmaaien een groter effect had dan eenzijdig sparen (Afbeelding 5.8). Twee jaar sparen verkleinde de verschillen en had vooral nog effect bij eenzijdig sparen.



**Afbeelding 5.8** Verandering in macrofaunasamenstelling (PRCs,  $C_{dt}$ ) bij 1 of 2 jaar sparen voor eenzijdig sparen en stroombaanmaaien ten opzichte van de regulier gemaaide controle. Het eerste meetpunt is regulier gemaaid (voor), het tweede punt is gespaard (impact, met daarbij de verandering vermeld ten opzichte van de uitgangssituatie  $\Delta C_{dt}$ ) en het derde punt is nadat het gespaarde blok weer is weggemaaid (na). Hoe groter de afwijking ten opzichte van de controle, des te groter de verandering in de levensgemeenschap. De voormeting begint niet altijd rond 0, wat aangeeft dat de controle- en impact-deeltrajecten onderling verschilden in macrofaunasamenstelling.

De respons op het niet-maaien was taxon-specifiek. Er waren taxa die positief (5-36% van het totale aantal taxa) reageerden en taxa die negatief (11-45%) of niet (49-56%) reageerden, in beide jaren of in slechts één jaar. Dit gold zowel voor de positief dominante en kenmerkende taxa voor laaglandbeken en moerasbeken als voor de overige taxa.

Werden de 1 en 2-jaar gespaarde situaties vergeleken, dan verschilde de macrofauna-respons tussen de Groote Aa en de Vlier (Tabel 5.5). De Oude Leij liet in het tweede jaar geen respons zien en kon dus niet in de vergelijking worden meegenomen.

In de Groote Aa was het aantal taxa en indicatoren dat toenam kleiner in jaar 2 dan in jaar 1, terwijl het aantal taxa dat afnam groter was. De positieve respons in het eerste jaar correleerde met afname van taxa met een voorkeur voor stilstaand water en de habitat slib en een toename van de preferentie voor matig tot snelstromend water. In het tweede jaar waren deze correlaties afwezig.

In de Vlier steeg in het tweede jaar het aantal indicatoren in de groep die een negatieve respons liet zien. De respons van de macrofauna in het tweede jaar correleerde hier, naast een voorkeur voor stroming, ook met een toename van taxa met een preferentie voor organisch belaste en eutrofe omstandigheden.

**Tabel 5.5** Macrofauna-respons (+ positief, - negatief, 0 geen) op niet maaien voor alle taxa en alleen de kenmerkende en positief dominante KRW-indicatoren voor beken en moerasbeken.

Groep	Respons	Aantal taxa per respons-categorie			
		Groote Aa		Vlier	
		1 jaar	2 jaar	1 jaar	2 jaar
Taxa totaal	+	29	9	62	69
	-	50	76	26	24
	0	84	85	86	118
KRW-indicatoren	+	13	6	17	15
	-	12	18	6	11
	0	30	32	31	33

## Discussie

### *Effecten op vegetatie*

Alleen in de Vlier, en niet in de andere twee beken, werd een aan het niet maaien te relateren verandering in de vegetatiesamenstelling waargenomen, met name bij eenzijdig sparen. Hoe planten reageerden, bleek sterk soortafhankelijk, waarschijnlijk samenhangend met hun soortspecifieke eigenschappen, zoals tolerantie voor maaien en concurrentiekracht [1]. Een klein aantal soorten profiteerde van het niet maaien, maar er waren ook planten die juist minder voorkwamen in de niet-gemaaide trajecten. Wel was het aantal positief reagerende KRW-indicatoren hoger in het eerste jaar sparen dan in het tweede jaar sparen. Dit zou kunnen wijzen op verdringing door snelle groeiers of verslechterende groeiomstandigheden.

Niet maaien zorgde wel in alle beken voor een vegetatietoename. Vooral de al talrijk aanwezige plantensoorten bleken zich verder uit te breiden, maar zonder dat hierbij de dominantieverhoudingen duidelijk verschoven. Wel waren de onderzochte beken relatief arm aan soorten, met een sterke dominantie van 'woekeraars', zoals riet, sterrenkroos en waterpest, die maaitolerant zijn [2]. Mogelijk waren de uitkomsten anders geweest in beken met meer soortenrijke vegetaties.

### *Effecten op macrofauna*

De macrofauna liet consistentere effecten zien in vergelijking met de vegetatie. In alle beken werd in het eerste jaar een groter effect voor stroombaanmaaien waargenomen dan voor eenzijdig sparen. Het ging hierbij om aantalsverschuivingen en niet om het verschijnen van nieuwe taxa. In het tweede jaar verdween dit effect weer, een patroon dat kan worden verklaard met de milieu- en habitatpreferenties van de macrofauna. Een positieve respons was te relateren aan een voorkeur voor stroming. De vegetatie zorgde voor meer in de stroming geëxponeerde structuur in de waterkolom, wat de omstandigheden voor stromingsminnende taxa verbeterde. In jaar twee echter indiceerde de macrofauna negatieve effecten gerelateerd aan organische belasting en eutrofiëring. Het verder dichtgroeien van de watergang in combinatie met hoge nutriëntengehalten en sliblast leidde waarschijnlijk tot verslechterende omstandigheden. Deze effecten werden waarschijnlijk nog versterkt

---

door de lage afvoeren in de warme droge zomers van 2018-2019. Directe verbanden konden echter niet worden gelegd, omdat in het onderzoek de hydromorfologische en abiotische veranderingen waaraan de macrofauna gedurende de looptijd van het onderzoek is blootgesteld, niet zijn vastgelegd.

### **Conclusies en aanbevelingen**

De verwachte biodiversiteitswinst van extensiever maaien werd niet vastgesteld. Het effect beperkte zich tot aantalsveranderingen van sommige van de al aanwezige taxa. Niet maaien zorgde wel voor meer vegetatie, maar leidde in slechts één beek tot veranderingen in de bedekking met plantensoorten en dan met name bij één jaar eenzijdig sparen. De macrofauna profiteerde in alle beken het sterkst van één jaar stroombaanmaaien. Het afnemende effect in het tweede jaar sparen laat zien dat extensief maaien zonder het aanpakken van traject-overstijgende milieuproblemen niet leidt tot duurzaam beekherstel. De gevonden relaties wijzen hierbij in de richting van knelpunten met betrekking tot te hoge nutriëntengehalten en verslibbing. Dit wijst zowel op in- en afspoeling van aanliggende percelen als op een te lage afvoer en stroomsnelheid. Extensiever maaien moet dus onderdeel zijn van een breder pakket aan maatregelen om een hogere ecologische effectiviteit te kunnen bereiken.

### **Literatuur**

1. 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.
2. 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.
3. Berends, K., Penning, E., Lenssen, J., Schoelynck, J., Reitsema, R. (2020) De effecten van stroombaanmaaien proefondervindelijk onderzocht in de Eefse Beek. H2O online 20 juli 2020.
4. 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. 11 p.
5. 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, 9p.
6. 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

## 5.3 Heeft ritsbeheer meerwaarde voor de ecologie in beken?

Gepubliceerd als: Verdonschot, R., Moeleker, M., Roovers, S., van Vugt, A., Brugmans, B. (2021) *Heeft ritsbeheer meerwaarde voor de ecologie in beken?* H<sub>2</sub>O-Online 26 juni 2021.

<https://www.h2owaternetwerk.nl/vakartikelen/biedt-ritsbeheer-meerwaarde-voor-de-ecologie-in-beken>

**Beekvegetatie wordt steeds vaker extensief gemaaid. Om nog meer variatie te creëren, kan ritsbeheer worden toegepast. Hierbij worden in een traject opeenvolgend vegetatieblokken gespaard en gemaaid. Om de ecologische meerwaarde van ritsbeheer te kunnen bepalen, is in twee Noord-Brabantse beken experimenteel getest. De toename in variatie leidde niet tot biodiversiteitswinst en beperkte zich tot verschillen in aantallen of bedekking van de al aanwezige soorten. Effecten waren vooral zichtbaar voor de vegetatie, met name voor het maaien van kleine openingen in niet-gemaaide trajecten, terwijl het pluksgewijs laten staan van vegetatie in een verder grotendeels gemaaid traject weinig bijdroeg.**

Beekvegetatie wordt steeds vaker minder intensief gemaaid om de flora en fauna in de watergang te sparen. Naast extensieve maaivormen als het eenzijdig sparen van de vegetatie of stroombaanmaaien in aaneengesloten trajecten kan, om nog meer variatie te creëren, ritsbeheer worden toegepast. Hierbij worden in een traject opeenvolgend vegetatieblokken gespaard en gemaaid.

### Waarom ritsbeheer?

De gedachte achter ritsbeheer is dat door 'happen' uit de vegetatiezoom te nemen, de lengte van de rand- of overgangshabitat tussen de oeverzone en de openwaterzone vergroot wordt. Een instekende en terugwijkende oeverlijn kan namelijk een positief effect op de biodiversiteit hebben [1]. Naast een verlenging van de beschikbare overgangshabitat tussen oever en water, ontstaat er meer variatie in fysisch-chemische eigenschappen, zoals verschillen in de watertemperatuur en zuurstofbeschikbaarheid. Ook biedt het ruimte voor een zonering van plantensoorten en bijbehorende habitatelementen voor organismen om bijvoorbeeld voedsel te verzamelen, zich te verschuilen of zich vast te hechten.



**Afbeelding 5.9** Ritsbeheer in de Vlier, waar niet-gemaaide vegetatieblokken worden afgewisseld door regulier gemaaide stukken.



---

## **Wat kan de effectiviteit van ritsbeheer beïnvloeden?**

Zowel de omvang van gespaarde vegetatieblokken als de gemaaide tussenruimten zouden de effectiviteit van ritsbeheer kunnen beïnvloeden. Immers, een klein of sterk geïsoleerd blok staat meer onder invloed van de omgeving dan een groot blok, waarin ook interne processen kunnen plaatsvinden. Dit kan grote invloed hebben op de milieuomstandigheden en processen die zich in en om een gespaard blok afspelen en daarmee de soorten die er voorkomen. Het is echter niet duidelijk wat de afmetingen precies moeten zijn. Verder is het de vraag in hoeverre de rits-structuur verschilt van de variatie die sowieso al aanwezig is in een volledig een- of tweezijdig gespaarde oeverzone, waar door variatie in plantensoorten en groeisnelheid ook verschillen aanwezig kunnen zijn. Heeft ritsbeheer eigenlijk wel effect ten opzichte van andere maaivormen?

## **Het onderzoek**

In een veldexperiment in twee beken in Noord-Brabant zijn verschillende vormen van ritsbeheer vergeleken met regulier gemaaide en eenzijdig niet-gemaaide trajecten, met als doel de volgende onderzoeksvragen te beantwoorden:

- Heeft ritsbeheer een toegevoegde waarde voor de vegetatie en macrofauna ten opzichte van regulier maaien of eenzijdig niet-maaien?
- Verschilt dit bij een toename van de lengte van en de afstand tussen de gespaarde vegetatieblokken?

## **Methode**

### *Onderzoekslocaties*

De maai-experimenten zijn uitgevoerd in twee langzaam stromende laaglandbeken: de Vlier (KRW-watertype R5, waterschap Aa en Maas) en de Oude Leij (R4, waterschap Brabantse Delta). De onderzochte trajecten zijn gekanaliseerd, genormaliseerd en gestuwd en staan onder sterke landbouwinvloed.

### *Opzet van het veldexperiment*

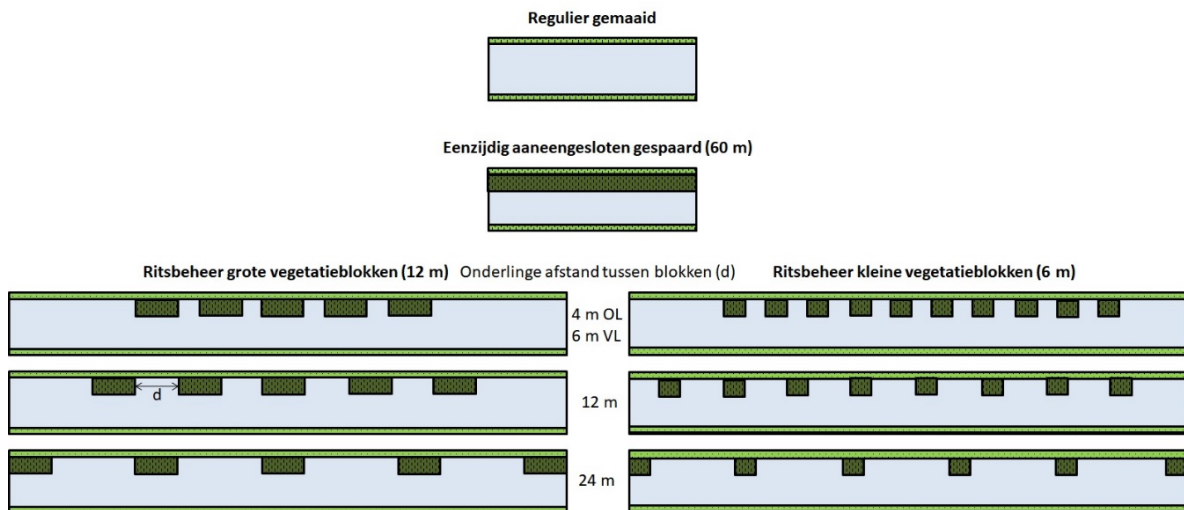
In de beken zijn drie opeenvolgende trajecten geselecteerd. In het eerste traject zijn eenzijdig blokken vegetatie gespaard. Deze blokken verschilden in lengte (6 of 12 m lang) en onderlinge afstand (4 à 6 m, 12 m en 24 m), maar hadden in totaal dezelfde oppervlakte (Afbeelding 5.10). In de Oude Leij bedroeg de kleinste tussenruimte 4 m en in de Vlier 6 m door een verschillende maaikorfbreedte. In het tweede traject was de vegetatie eenzijdig aaneengesloten gespaard (60 m). Het derde traject werd op reguliere wijze gemaaid en diende als controle.

Het experiment gebruikte een zogenoemde BACI-opzet, waarbij voor-na-controle-impactmetingen zijn uitgevoerd. De voormeting vond plaats in 2017. De effectmetingen hebben plaatsgevonden in 2018 (blokken vegetatie 1 jaar oud) en 2019 (blokken vegetatie 2 jaar oud).

### *Macrofauna en vegetatie*

Er zijn jaarlijks macrofaunabemonsteringen uitgevoerd en vegetatieopnamen gemaakt. De macrofaunasamenstelling is bepaald door in het voorjaar op vijf verschillende, willekeurig gekozen plekken macrofaunamonsters te nemen. Deze monsters werden in en langs de buitenrand van de vegetatie(blokken) genomen met een standaard-macrofaunanet en hadden een lengte van 1 m. De monsters zijn in het laboratorium uitgezocht en gedetermineerd.

De vegetatiesamenstelling is in de periode juni-september bepaald. Er zijn vegetatieopnamen gemaakt ter grootte van het kleinste blok in het experiment, waarvoor vijf willekeurige plekken werden gekozen. De aanwezige plantensoorten zijn genoteerd en de bedekking is visueel geschat aan de hand van de Tansley-vegetatiebedekkingschaal.



**Afbeelding 5.10** Opzet experiment ritsbeheer, waarbij de lengte van de vegetatieblokken en hun onderlinge afstand ( $d$ ) gevarieerd is. Ter vergelijking zijn ook een regulier gemaaid traject en een traject met aangesloten eenzijdig gespaarde vegetatie bekeken.

### Analyses

Eerst is bepaald of de totale taxonrijkdom en -samenstelling van de macrofauna en de vegetatie, het aantal kenmerkende en positief dominante macrofaunataxa voor de KRW-maatlatten laaglandbeken R4-R5-R6 en moerasbeken R19-20 en het aantal positief scorende macrofyten-indicatoren (klasse 1-3 R4-R5-R6 en klasse 1-2 R19-R20) verschillen tussen de vormen van ritsbeheer. Vervolgens is bekeken of de gevonden verschillen afwijken van de situatie waarbij de vegetatie aaneengesloten gespaard of regulier gemaaid werd. Ook zijn de verschillende meetjaren vergeleken om vast te stellen of er in de tijd veranderingen optraden in de effecten. Beide beken zijn apart van elkaar geanalyseerd. Hiervoor zijn generalized linear mixed-effect-modellen gebruikt.

Om meer inzicht te krijgen in de veranderingen in de levensgemeenschappen zijn Principal Response Curve (PRC)-analyses uitgevoerd. Dit is gebaseerd op een Redundantie Analyse (RDA)-ordinatie en geeft een diagram met de tijd geprojecteerd op de x-as en de eerste ordinatie-as (PRC-as 1) op de y-as. Deze as geeft het effect van de ingreep op de samenstelling van de levensgemeenschap weer. 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  $b_k$ . Hierbij is  $b_k > 0,5$  positief en  $b_k < -0,5$  negatief. Hieruit valt af te leiden welke taxa grote veranderingen laten zien na de verandering van beheersvorm.

Om meer inzicht te krijgen in de respons van de macrofauna, is de mate van correlatie tussen  $b_k$  en een selectie van milieu- en habitatpreferenties [2] bepaald met behulp van Spearman-rank-correlaties.

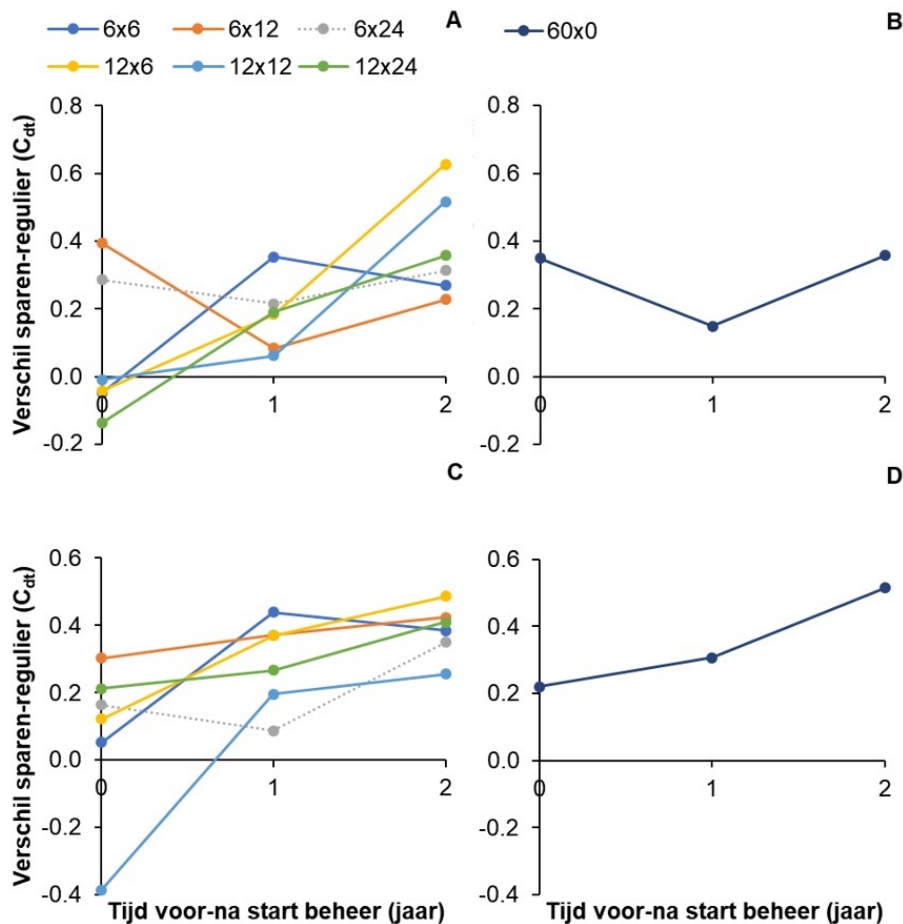
## Resultaten

### Effecten vegetatie

Eerst zijn de effecten op de taxonrijkdom en het aantal indicatoren bekeken. Hierbij werd specifiek gezocht naar veranderingen in de aantallen in de tijd tussen de verschillende ritspatronen (significante interactie tussen maaiconfiguratie en meetjaar). Ritsbeheer bleek niet te leiden tot een hogere totale taxonrijkdom en een hoger aantal positieve indicatoren. Het maakte daarbij niet uit of er getoetst werd aan de maatlat voor laagland- of moerasbeken. In de Oude Leij bleek het regulier gemaaid traject in het tweede jaar ritsbeheer zelfs een hogere totale taxonrijkdom te hebben.

In tegenstelling tot de rijkdom-parameters werden er wel duidelijke verschillen in de vegetatiebedekking vastgesteld na het inzetten van het ritsbeheer, vooral in de Vlier (Afbeelding 5.11). Het sparen van kleine blokken (6 m lang) die dicht bij elkaar (4-6 m) lagen, had vooral in het eerste jaar een effect op de bedekkingen. Deze blokken gingen in het tweede jaar weer

meer lijken op de uitgangssituatie. Lagen de kleine gespaarde blokken verder uit elkaar (12 of 24 m tussenruimte), als een soort eilandjes in een verder regulier gemaaide oever, dan verdween het verschil grotendeels. De grootste tussenruimte gaf zelfs helemaal geen significant verschil.



**Afbeelding 5.11** PRC-diagram van de verschillen tussen de verschillende vormen van ritsbeheer en met één aaneengesloten blok op de vegetatiesamenstelling van de gespaarde blokken in de Vlier (A, B) en de Oude Leij (C, D). 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 gemaaide controletraject (0-lijn x-as), waarbij ieder punt het gemiddelde is van vijf opnamen per jaar. De grijze stippellijn is niet significant. Tijdstip 0 geeft de situatie weer voordat het beheer is ingezet. De voormeting begint niet altijd rond 0, wat aangeeft dat de uitgangssituatie niet altijd hetzelfde was.

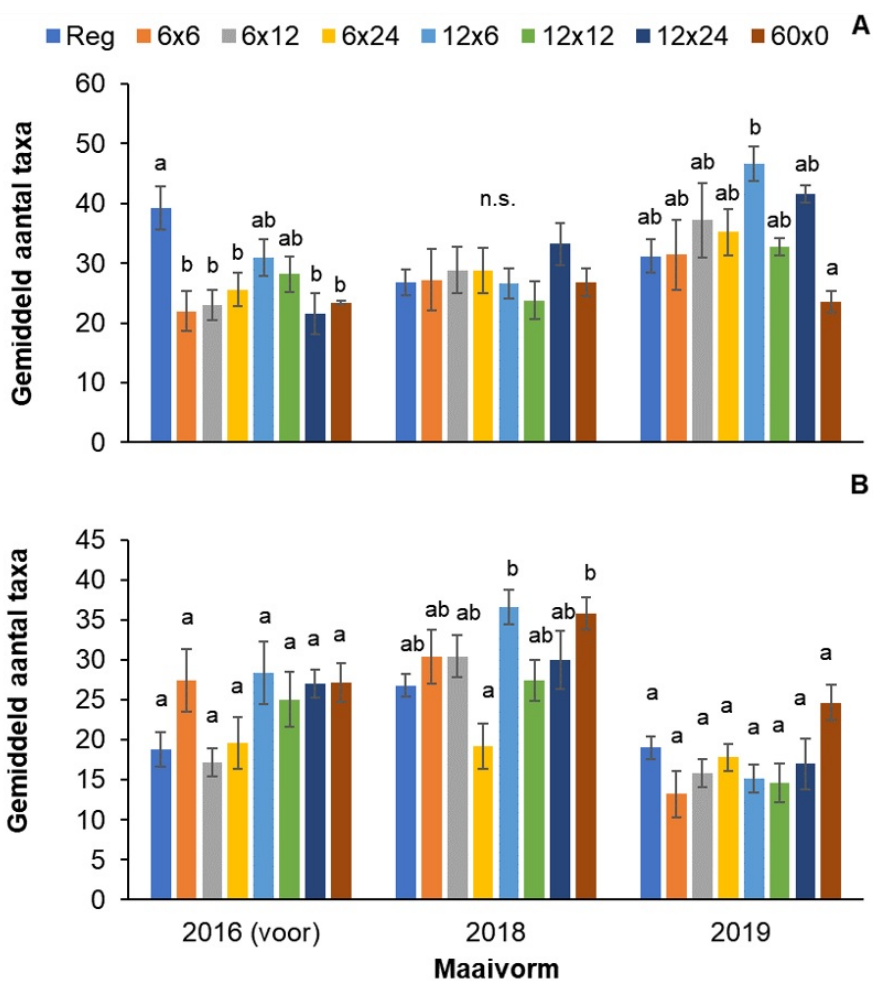
Grotere verschillen traden op bij de 12 m lange gespaarde vegetatieblokken, vooral in het tweede jaar na de overstap naar ritsbeheer. De verschillen ten opzichte van de controle waren hierbij het grootst voor de blokken met de kleinere tussenruimten (4-12 m). Hetzelfde gold voor het verschil ten opzichte van het eenzijdig sparen van een aaneengesloten vegetatie (Afbeelding 5.11B, D).

Planten die in de Vlier een toename in de bedekking lieten zien bij meerdere maai-configuraties, waren veenwortel (*Persicaria amphibia*), gele plomp (*Nuphar lutea*), smalle waterpest (*Elodea nuttallii*), gedoorn dhoornblad (*Ceratophyllum demersum*) puntkroos (*Lemna trisculca*), klein kroos (*L. minor*), dwergkroos (*L. minuta*), naaldwaterbies (*Eleocharis acicularis*) en riet (*Phragmites australis*). In de Oude Leij nam alleen hondsdraf (*Glechoma hederacea*) structureel toe. Een afname in bedekking werd in beide beken gevonden voor sterrenkroos (*Callitriche* spp.) en fioringras (*Agrostis stolonifera*). In de Vlier namen verder kleine egelskop (*Sparganium emersum*), rietgras (*Phalaris arundinacea*) en gele lis (*Iris pseudacorus*) af. In de Oude Leij gold dit voor pitrus (*Juncus effusus*), ruw beemdgras (*Poa trivialis*), gestreepte witbol (*Holcus lanatus*), klein kroos (*Lemna minor*), veldrus

(*Juncus acutiflorus*), grasmuur (*Stellaria graminea*), gladde witbol (*Holcus mollis*), smeerwortel (*Symphytum officinale*), moeraswalstro (*Galium palustre*) en grote wederik (*Lysimachia vulgaris*).

#### Effecten macrofauna

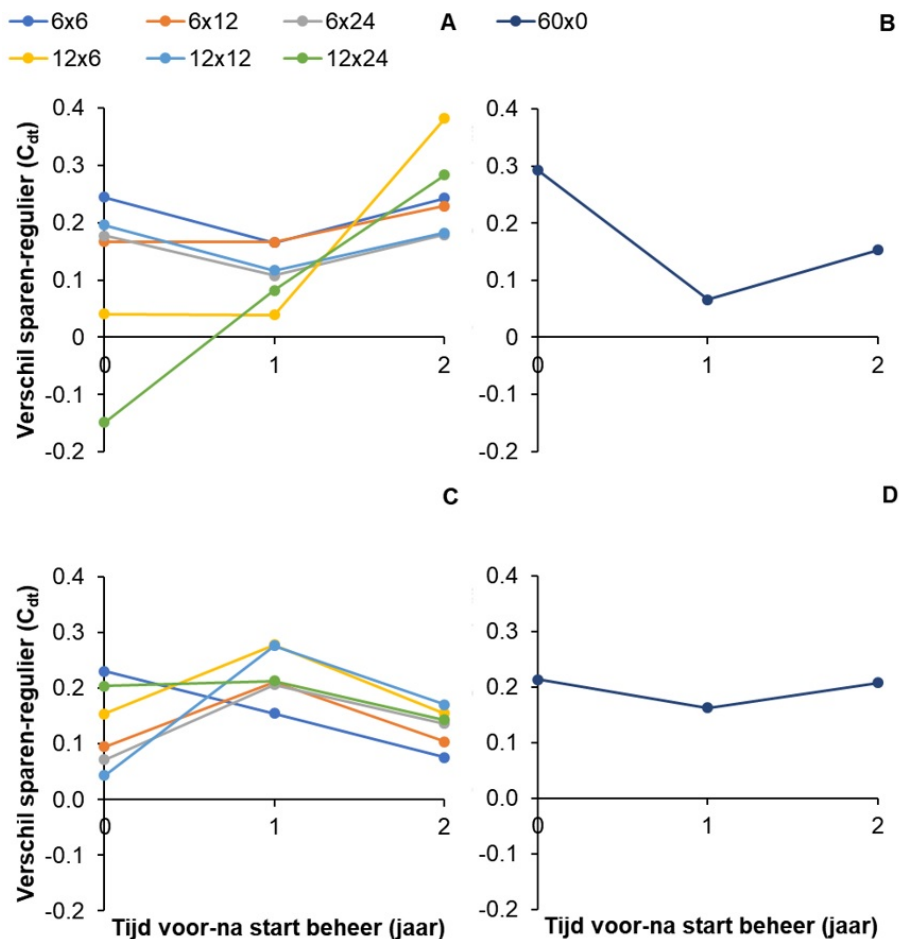
In beide beken werden geen verschillen gevonden voor het aantal macrofauna-indicatoren voor laaglandbeken en moerasbeken bij de verschillende maai-configuraties. Voor het totaal aantal taxa was het beeld niet consistent (Afbeelding 5.12). In de Vlier waren er in het eerste jaar ritsbeheer geen verschillen in totale taxonrijkdom. In het tweede jaar was het aaneengesloten vegetatieblok iets armer aan taxa dan de andere configuraties, inclusief de regulier gemaaide controle. De grote blokken (12 m) met de kleinste tussenruimten (6 m) waren relatief rijker dan het aaneengesloten blok, maar overlapt met de overige configuraties. De Oude Leij liet een ander beeld zien; hier werden juist in het eerste jaar na het begin van het ritsbeheer verschillen in totale taxonrijkdom gevonden. Het aaneengesloten eenzijdig gemaaide blok en de grote blokken (12 m) met de kleinste tussenruimte (4 m) waren relatief rijk aan taxa vergeleken met de kleine (4 m), meest geïsoleerde blokken (24 m), terwijl de overige configuraties een tussenpositie innamen. In het tweede jaar waren deze verschillen weer verdwenen.



**Afbeelding 5.12** Totaal aantal macrofaunataxa in de Vlier (A) en de Oude Leij (B) in de gespaarde blokken (gemiddelde  $\pm$  1 SE,  $n = 5$  per beheersvorm). De aanwezige macrofauna in de vegetatieblokken met verschillende vormen van ritsbeheer (breedte blok x breedte open gedeelte) ten opzichte van eenzijdig niet maaien 60x0 of regulier maai-beheer (Reg) 1 jaar voor het inzetten van het beheer (2016) en na 1 en 2 jaar ritsbeheer zijn vergeleken. Per jaar is een vergelijking gemaakt tussen de maai-vormen, waarbij significante verschillen op basis van multiple comparisons aangegeven zijn met verschillende letters. (n.s. = geen significante verschillen tussen maai-vormen).

In de samenstelling van de macrofaunalevensgemeenschap van de Vlier werden relatief weinig veranderingen gevonden in de tijd en de patronen waren wederom niet consistent. Zo ontbrak een

respons voor de 12 m brede blokken met tussenruimtes van 12 m, terwijl de tussenruimtes van 6 en 24 m vooral in het tweede jaar een verandering lieten zien. Hier reageerden meer taxa positief (28-44% van het totaal) dan negatief (6-15%). Het ging hier overigens om verschillen in abundanties en niet het verdwijnen of verschijnen van taxa. Een klein aantal taxa dat een verschil liet zien, was indicatief. Indicator taxa die afnamen in abundantie waren de haft *Baetis vernus* en de watermijt *Piona pusilla*. Een toename werd vastgesteld voor de vedermug *Paratendipes albimanus*, de zoetwaterborstelworm *Slavina appendiculata* en de watermijten *Lebertia inaequalis*, *Limnesia koenikei* en *Forelia variegator*. Milieu- en habitatpreferenties van de taxa die een respons lieten zien, correleerden met een afname van een voorkeur voor moerassige omstandigheden, waterplanten en organisch belaste omstandigheden en een toename van een preferentie voor matig tot snelstromend water en meso- tot eutrofe omstandigheden.



**Afbeelding 5.13** PRC-diagram van de verschillen tussen de verschillende vormen van ritsbeheer en met één aaneengesloten blok op de macrofauna van de gespaarde blokken in de Vlier (A, B) en de Oude Leij (C, D). 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 vijf opnamen per jaar. Tijdstip 0 geeft de situatie weer voordat het beheer is ingezet. De voormeting begint niet altijd rond 0, wat aangeeft dat de uitgangssituatie niet altijd hetzelfde was.

In de Oude Leij waren na het inzetten van het ritsbeheer verschillen in samenstelling aanwezig voor vier ritsvormen (6x12, 6x24, 12x4, 12x12). Ook week de respons van het ritsbeheer af van het aaneengesloten blok, maar dit was net zoals voor de taxonrijkdom beperkt tot het eerste jaar met ritsbeheer (Afbeelding 5.13C, D). Taxa namen zowel toe (17-27%) als af (16-24%), waarbij binnen beide groepen indicatoren werden aangetroffen. In totaal namen zes indicatoren af in meerdere tot alle configuraties, de waterkever *Agabus didymus*, de vedermuggen *Macropelopia adaucta*, *Paratendipes albimanus* en *Limnophyes*, de slak *Radix auricularia* en de zoetwaterborstelworm *Lumbriculus variegatus*. Een structurele toename werd waargenomen voor in totaal elf 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*. Een positieve respons correleerde in de maai-configuraties 6x12 en 12x4 met een afname van een preferentie voor stilstaand water, verder werden geen correlaties gevonden.

### Discussie

De basis voor het onderzoek was dat het alternerend maaien en niet maaien van vegetatieblokken een natuurlijke situatie met een terugwijkende of instekende oeverlijn zou kunnen nabootsen. Dit zou moeten leiden tot meer gradiënten en habitatdiversiteit in het beekstelsysteem, wat zich weer kan vertalen in meer biodiversiteit [1]. Dit beeld werd niet bevestigd door het onderzoek. De gevonden effecten waren gering en beperkt tot verschuivingen in aantallen en bedekking van de al aanwezige taxa.

Het sterkst was het effect voor de vegetatie, waar bij het maaien van kleine openingen in de vegetatie verschuivingen in de vegetatiebedekking optraden. Het meeste effect sorteerde het maaien van openingen in de meerjarige, grotere vegetatieblokken. De waarde van de kleine openingen zou te maken kunnen hebben met het creëren van vegetatieranden met stromingsluwe omstandigheden [3]. Bijvoorbeeld de toename van kroossoorten, die luwte nodig hebben om zich optimaal te ontwikkelen, kan hierop wijzen. Dit geldt waarschijnlijk ook voor de toename van drijfplanten (gele plomp en veenwortel), die ook veel voorkomen in stilstaande wateren. Bij grotere tussenruimtes leek de invloed van de stroomgeul op de randen groter te zijn en verdween het effect op de bedekkingen.

Er werden effecten van het ritsbeheer op de fauna gevonden, maar deze waren niet consistent met de toenemende grootte en afstand in de configuraties. De respons verschilde opvallend tussen de beken en jaren. Omdat het onderzoek werd uitgevoerd in de droge zomers van de afgelopen jaren kunnen lage afvoeren, of in het geval van de Oude Leij zelfs gedeeltelijke droogval van de beek, dusdanig verstorend hebben gewerkt dat het effect van maaien hier volledig ondergeschikt aan werd. Omdat specifieke milieuomstandigheden niet per blok zijn vastgesteld, kan niet worden achterhaald welke factoren hiervoor verantwoordelijk zouden kunnen zijn. De fauna die een respons liet zien, indiceerde vooral betere stromingscondities en minder ophoping van organisch materiaal, wat mogelijk het gevolg was van meer stromingsdifferentiatie in de vegetatie door een toegenomen randlengte.

### Conclusies en aanbevelingen

De verwachte biodiversiteitswinst van ritsbeheer werd niet vastgesteld; het effect beperkte zich tot aantalsveranderingen van sommige al aanwezige taxa. Een wisselende respons bij verschillende maaivormen en grote verschillen tussen de jaren en beken in de resultaten, onder andere veroorzaakt door droogte-effecten, maakte vooral de verzamelde macrofaunagegevens lastig te interpreteren. Het consistentst was de invloed van ritsen ten opzichte van regulier gemaaide of volledig gespaarde trajecten op de bedekking van plantensoorten. Het maaien van kleine openingen in niet-gemaaide trajecten bleek de grootste ecologische effecten te hebben, terwijl het pluksgewijs laten staan van vegetatie in een verder grotendeels gemaaid traject weinig bijdroeg. Het grootste effect werd bereikt wanneer kleine openingen in meerjarig gespaarde vegetatieblokken werden gemaakt. Dit principe zou bijvoorbeeld ook kunnen worden toegepast bij het beheer van natuurvriendelijke oevers.

### Literatuur

1. Nijboer, R. 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 6, sloten. Rapport EC-LNV nr. AS-06, Wageningen.
2. 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.
3. 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.

---

## 6 Synthese

### **Effectiviteit van kleinschalige maatregelen**

Kleinschalige maatregelen gaan uit van bouwen met natuur principes en sluiten zo aan bij natuurlijke beekprocessen of zetten deze processen in gang. Zo kunnen ze bijdragen aan een verbetering van de ecologische kwaliteit en daarmee het doelbereik voor bijvoorbeeld de Kaderrichtlijn water. Verder kunnen kleinschalige maatregelen een bijdrage leveren aan verschillende ecosysteemdiensten, met name regulerende diensten in bijvoorbeeld waterkwantiteit en -kwaliteit en biodiversiteit [1].

De binnen het project uitgevoerde onderzoeken in de Noord-Brabantse beken bevestigden dit beeld grotendeels en lieten voor de maatregelen het beschaduwen van de watergang, het inbrengen van hout en het aanleggen van grindbedden overwegend positieve resultaten zien, zoals een toename van de biodiversiteit of versterking van de populaties van doelsoorten. Daarentegen was de toegevoegde waarde van de verschillende vormen van extensief maaibeheer in de onderzochte beken beperkter dan op basis van het theoretisch kader te verwachten was.

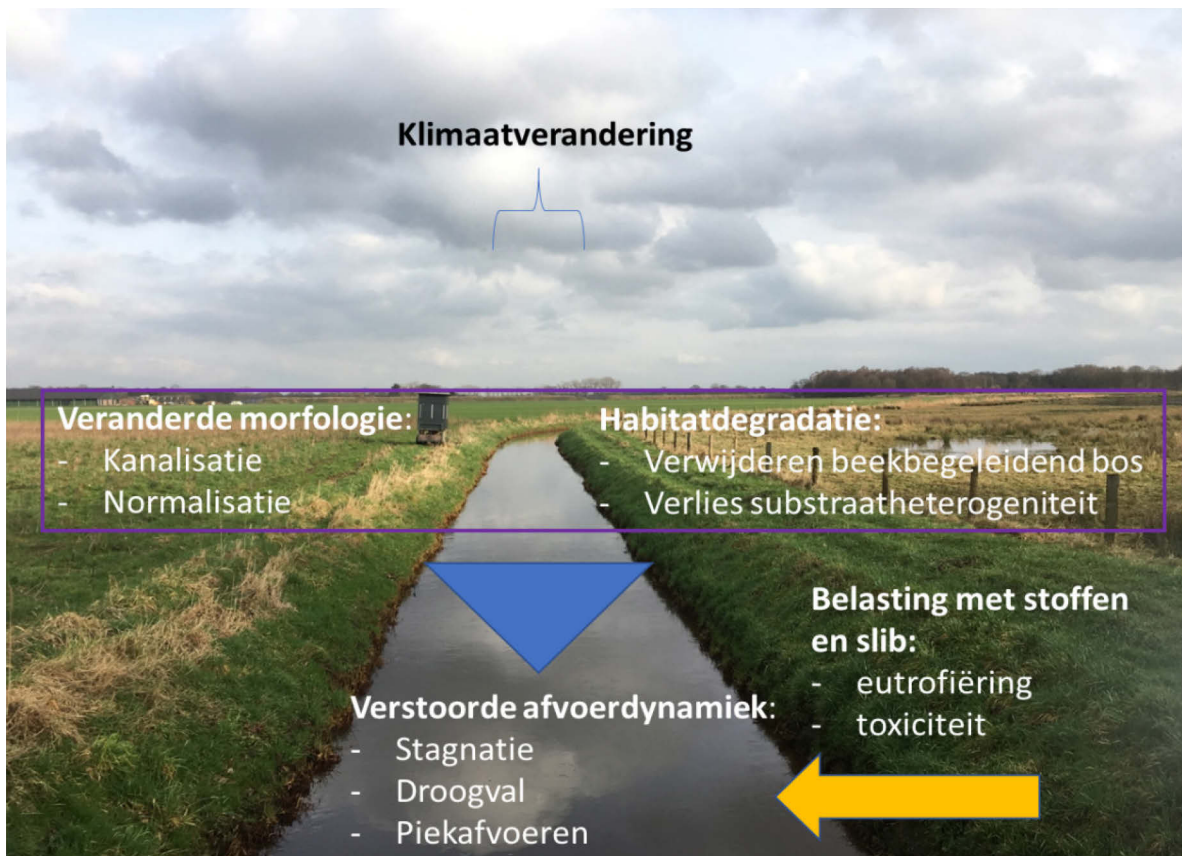
Deze synthese gaat verder in op de belangrijkste boodschappen uit de 8 artikelen om zo een zo effectief mogelijke toepassing van kleinschalige maatregelen in beken te bereiken. Deze boodschappen zijn hieronder opgesomd:

*De effectiviteit wordt sterk bepaald door factoren op een grotere landschappelijke schaal*

De contrasterende resultaten in de verschillende onderzoeken maken inzichtelijk wat de positie van kleinschalige maatregelen is binnen de hiërarchie van factoren die het functioneren van een beekstelsysteem bepalen.

De maatregelen hout inbrengen, grindbedden aanleggen en beschaduwning werden toegepast in beektrajecten in natuurgebieden met een duidelijke natuurfunctie en vaak al een historie van ecologisch herstel hadden, terwijl de maaiproeven in beken in intensief agrarisch gebied werden uitgevoerd, waar meer stressoren invloed uitoefenden (Afbeelding 6.1).

De ecologische effectiviteit van de onderzochte maatregelen werd in de maaiproeven dan ook sterker overschaduwd door factoren/stressoren die de trajectschaal waarop het beheer of de maatregelen waren ingezet, overstegen. Onder de hoge druk die stressoren spelen op de schaal van een afwaterings- of zelfs stroomgebied (met name een verstoorde afvoerdynamiek, eutrofiëring en verslibbing), bleek de toegevoegde waarde van de onderzochte maatregelen voor de ecologie op trajectschaal gering.



**Afbeelding 6.1** Belangrijke stressoren in een laaglandbeekstelsel die ingrijpen op de ecologische kwaliteit.

#### *Herstel buiten de beek is noodzakelijk*

Om kleinschalige maatregelen effectiever in te kunnen zetten, is daarmee herstel buiten de beek noodzakelijk, namelijk in het beekdal en de inzig- of infiltratiegebieden. Concreet betekent dit sturen op de factoren stroming, stoffen en structuren (substraat). Herstellen van de hydrologie, het dempen van afvoerfluctuaties en het verhogen van de basisafvoer, betekent op de hogere zandgronden in de praktijk vooral het verminderen van wateronttrekkingen en water beter vasthouden in de haarvaten en vertraagd afvoeren.

Terugdringen van de belasting en verrijking met stoffen betekent het verminderen van de inspoeling van stoffen en sediment vanuit de omgeving, het voorkomen dat grondwater verontreinigd raakt en het saneren van overstorten en andere puntbronnen. Substraatveranderingen volgen deels uit de eerdere twee factoren: minder in- en afspoeling zorgen voor een lagere sliblast, terwijl een hogere basisafvoer zorgt voor minder sedimentatie bij lage afvoeren. Een ander beheer van de beek, waarbij hout mag blijven liggen en bosopslag wordt toegestaan, zorgt voor een verdere verrijking van het beddingssubstraat.

#### *Combinaties van maatregelen zijn noodzakelijk om de ecologische doelen te halen*

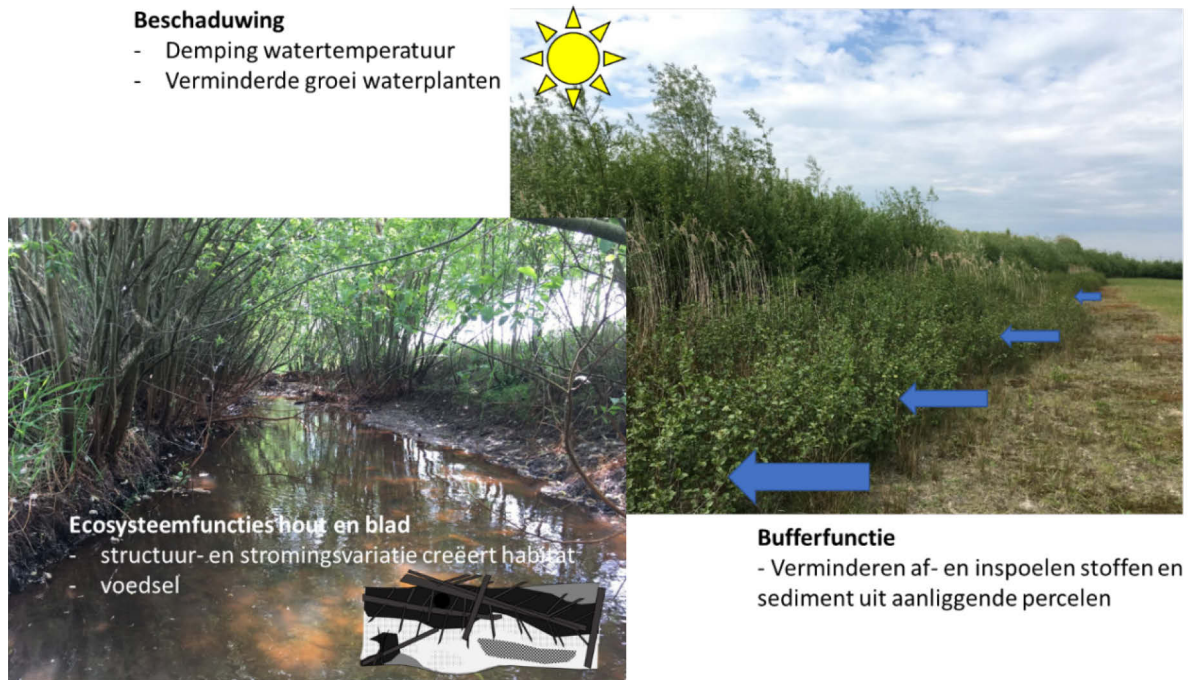
Aangezien in de Noord-Brabantse laaglandbeken in de meeste gevallen de stressoren samen voorkomen (multistress), moeten kleinschalige maatregelen niet in isolatie worden uitgevoerd. Dit kan verleidelijk zijn, omdat deze maatregelen met een geringe inspanning en daarmee kostenefficiënt in te zetten zijn. Ecologische effectiviteit wordt echter pas bereikt wanneer kleinschalige maatregelen samengaan met het integraal aanpakken van stressoren op een grotere schaal, spelend op de schaal van het afwateringsgebied of het stroomgebied [2, 3]. In de praktijk betekent dit dat om de ecologische kwaliteit op een hoog niveau te brengen gewerkt moet worden met een pakket aan maatregelen om alle knelpunten weg te nemen.

Sommige maatregelen hebben zelf al een combinatie van functies in zich waardoor meerdere knelpunten tegelijkertijd kunnen worden aangepakt, zoals bij de maatregel beschaduwden. In deze



maatregel komt namelijk een aantal functies samen, wat leidt tot een relatief hoge effectiviteit in termen van verbetering van de ecologische kwaliteit (Afbeelding 6.2).

Er zijn echter nog steeds andere maatregelen nodig om de effectiviteit te maximaliseren. Zo is de maatregel sterk afhankelijk van bijvoorbeeld de hydrologische situatie in het stroomgebied. Immers, een te hoge afvoerdynamiek – zowel droogval als piekafvoeren – kan veel van de ecologische winst weer tenietdoen, door bladophoping of wegspoelen van substraat. Hetzelfde geldt voor de toevoer van bijvoorbeeld toxische stoffen of een hoge sliblast van bovenstrooms.

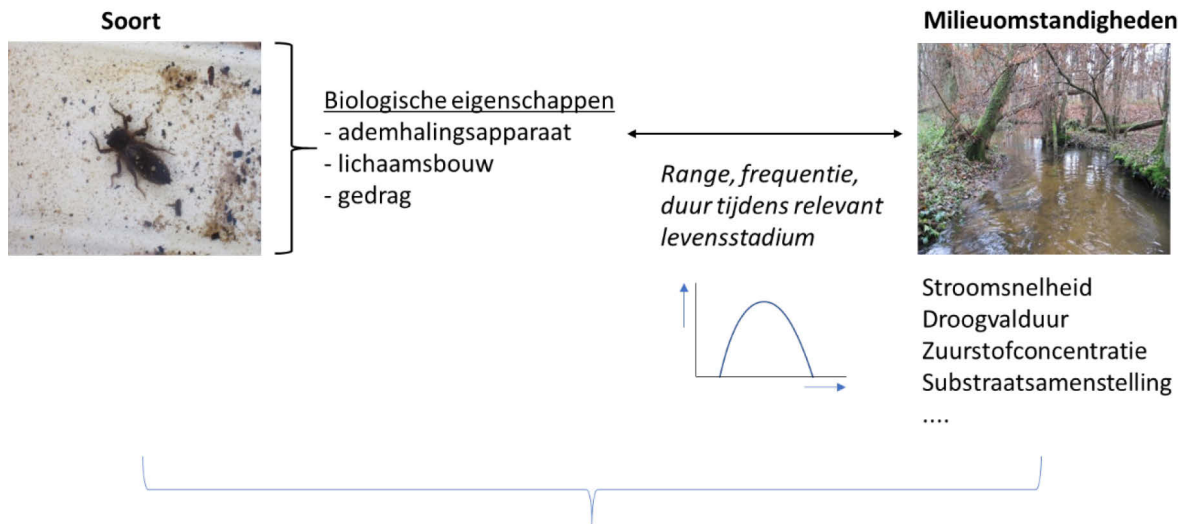


**Afbeelding 6.2** Enkele effecten op het beekecosysteem bij ontwikkeling bosstroken langs een beek.

De schaal waarop een maatregel is uitgevoerd, kan in zo'n geval wel een rol spelen. Des te langer het herstelde traject is, des te meer wordt de invloed van bovenstrooms gedempt en gaan interne processen een grotere rol spelen. De schaal waarop een factor opereert, is hierbij wel sturend; de invloed van slib en stoffen is makkelijker te verminderen dan bijvoorbeeld een verstoorde hydrologie.

#### *De milieu- en habitateisen van de doelsoorten stellen de randvoorwaarden*

In hoeverre de invloed van stressoren teruggebracht moet worden om ecologische doelen te halen, wordt bepaald door de gewenste soorten, gewoonlijk de positief dominante en kenmerkende soorten die typerend zijn voor het watertype waartoe de beek behoort. Randvoorwaarde-stellend zijn de milieu- en habitateisen van deze soorten [4]; aan alle eisen moet langdurig worden voldaan wil een soort zich kunnen handhaven in een beek (Afbeelding 6.3). Vaak gaat het om bepaalde kritische momenten (bottlenecks) die bepalend zijn voor de overleving. Een voorbeeld hiervan is de kokerjuffer *Agapetus fuscipes*, waarbij het optreden van waterstandfluctuaties tijdens het popstadium bepalend zijn voor de overleving [5].



Voorkomen van soorten en hun populatieomvang in een beektraject

**Afbeelding 6.3** De interactie tussen de eisen die een soort stelt en de milieuomstandigheden in een beek bepalen of een soort kan voorkomen.

In hoeverre de eisen die doelsoorten stellen op dit moment in beeld zijn, wisselt sterk van soort tot soort. Een belangrijke complicerende factor is de complexe levenscyclus van waterinsecten, zoals kokerjuffers, libellen, haften en steenvliegen. Vaak is over het larvale stadium relatief veel informatie beschikbaar, maar van de andere stadia veel minder. Wat deze dieren in het volwassen stadium nodig hebben, wanneer ze niet in het water leven, is maar voor een beperkt aantal soorten bekend. Potentiële knelpunten in het beekdal zijn daarmee niet in beeld, terwijl deze wel het ecologisch herstel kunnen belemmeren.

**Leidraad voor een effectievere toepassing van kleinschalige maatregelen**

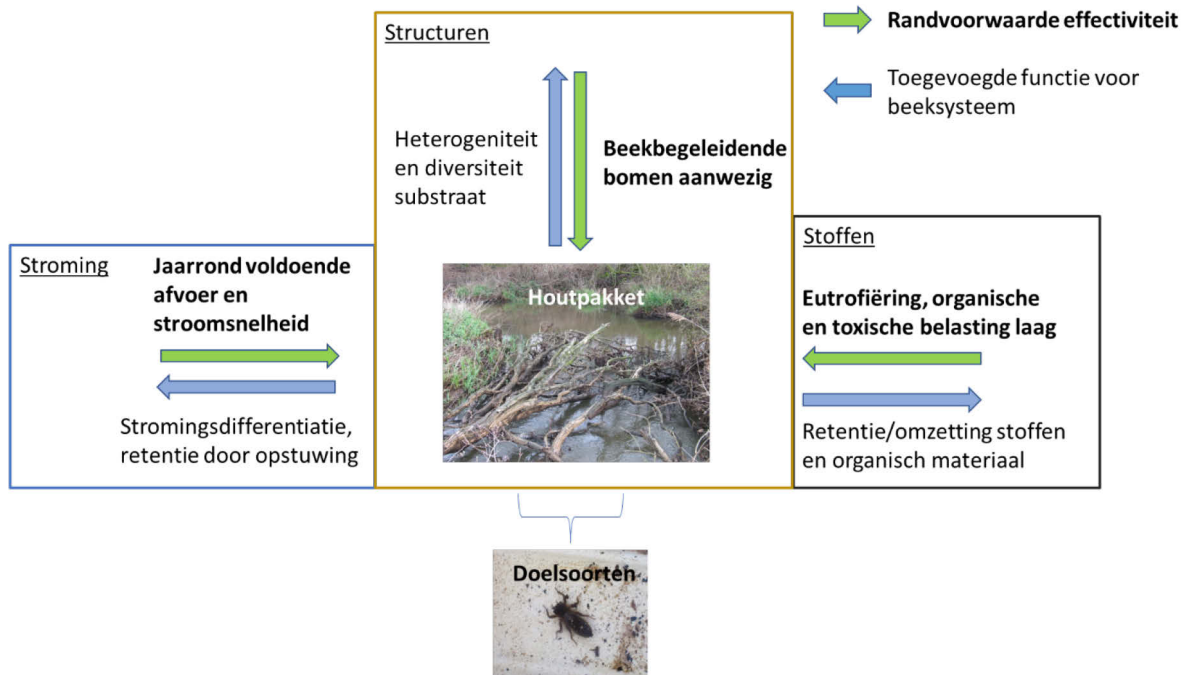
Welke maatregel het best kan worden ingezet in een beek, hangt sterk af van de gestelde doelen en de lokale omstandigheden. Het aanbrengen van een grindbed is bijvoorbeeld bij uitstek een soortgerichte maatregel, met als doel de populaties van bepaalde doelsoorten te versterken. Beschaduwten heeft veel meer een integraal karakter, omdat verschillende doelen, van temperatuurdemping tot het invangen van stoffen vanuit aanliggende percelen, tegelijkertijd worden gediend.

Welke kleinschalige maatregel ook wordt toegepast in een beektraject, om een optimale effectiviteit te bereiken, is het essentieel eerst de context op een grotere schaal te bekijken via een systeemanalyse; wat speelt er in de beek/het stroomgebied wat betreft knelpunten in bijvoorbeeld de hydrologie en morfologie, het landschap en belasting met stoffen en wat betekent dit voor de in te zetten maatregel? Belangrijk is ook te bekijken wat er te verwachten is onder de gegeven randvoorwaarden, bijvoorbeeld wat betreft de te verwachten doelsoorten. Zo kunnen realistische doelen worden gesteld.

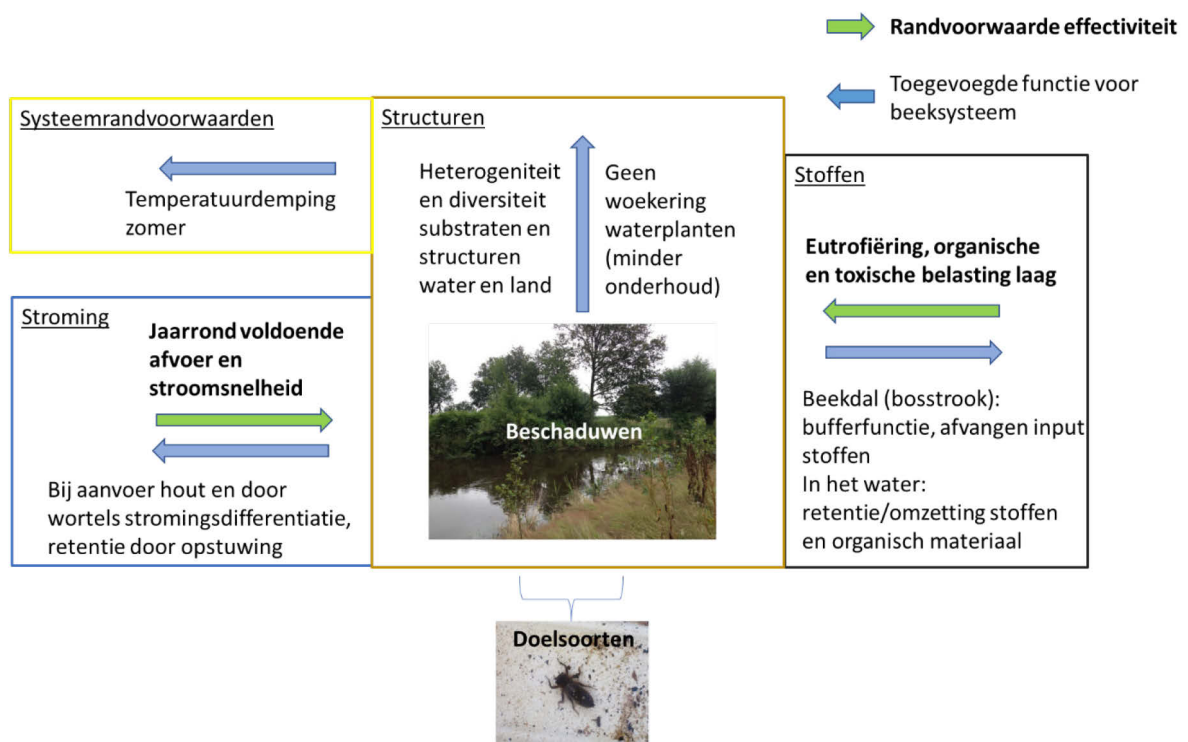
Om de relevante factoren en hun samenhang in beeld te krijgen, is het voorafgaand aan de ingreep uitvoeren van systeemanalyses essentieel [6, 7]. Zo kan inzichtelijk worden gemaakt wat er te verwachten valt op een specifieke locatie wanneer een maatregel wordt toegepast en hoe realistisch het ecologische doel hierbij is, bijvoorbeeld met de stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse (SESA) [8]. Alleen door het systeem en de knelpunten die er spelen te kennen en inzichtelijk te maken, kan de maatregelleffectiviteit geoptimaliseerd worden.

Om een ecologische systeemanalyse van een oppervlaktewatersysteem te maken, is kennis nodig van de ecologisch relevante milieufactoren en -processen en de ruimtelijke en temporele schalen waarop deze factoren werkzaam zijn. In de jaren negentig van de vorige eeuw is een eenvoudige indeling in vijf hoofdgroepen van milieufactoren voor oppervlaktewateren gepresenteerd, het 5S-model [9]: systeemrandvoorwaarden, hydrologische (stroming), morfologische (structuren), fysisch-chemische (stoffen) en biologische factoren (soorten). Het 5S-model kan gezien worden als een hulpmiddel en

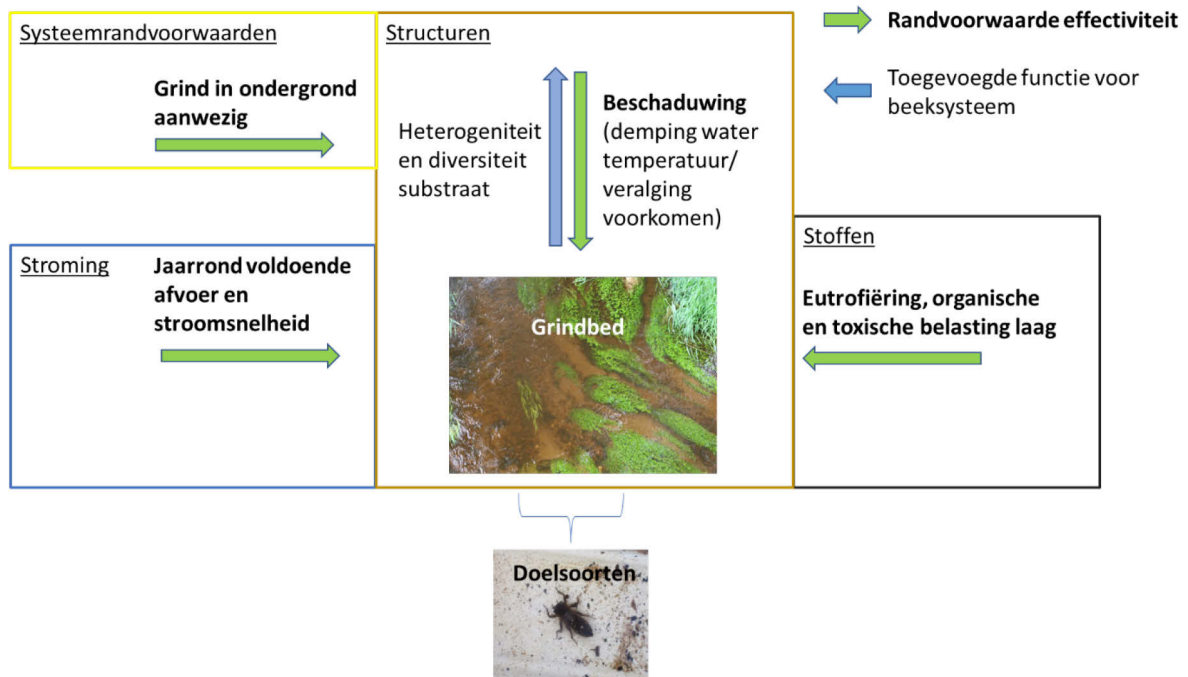
een vereenvoudigde benadering van het aquatische ecosysteem, waarin per hoofdgroep ecologisch relevante milieufactoren in een hiërarchie naar ruimtelijke en temporele schaal zijn ondergebracht. In dit kader zijn de randvoorwaarden voor effectiviteit en de toegevoegde waarde van de kleinschalige maatregelen voor het functioneren van het beekecosysteem weergegeven in Afbeelding 6.4-6.7.



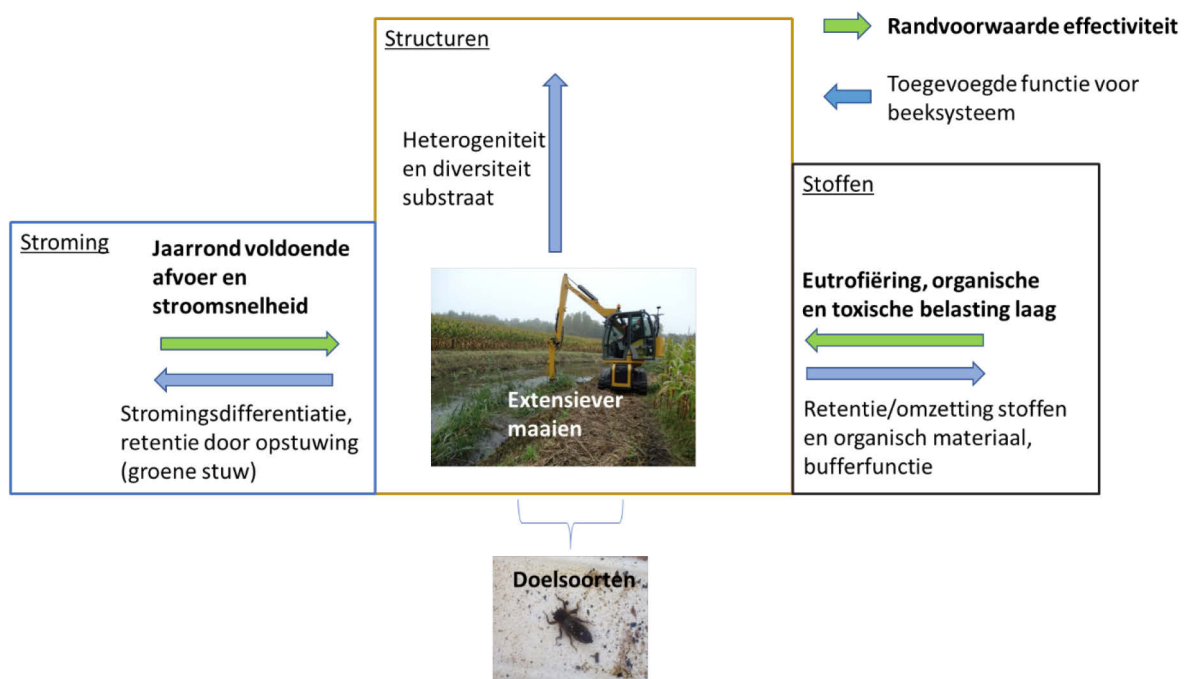
**Afbeelding 6.4** Randvoorwaarden voor ecologische effectiviteit met betrekking tot de doelsoorten en de toegevoegde waarde van de maatregelen voor het functioneren van het beekecosysteem voor het inbrengen van houtpakketten.



**Afbeelding 6.5** Randvoorwaarden voor ecologische effectiviteit met betrekking tot de doelsoorten en de toegevoegde waarde van de maatregelen voor het functioneren van het beekecosysteem voor het beschaduwen van beken door middel van beekbegeleidende bomen.



**Afbeelding 6.6** Randvoorwaarden voor ecologische effectiviteit met betrekking tot de doelsoorten en de toegevoegde waarde van de maatregelen voor het functioneren van het beekecosysteem voor het aanbrengen van grindbedden.



**Afbeelding 6.7** Randvoorwaarden voor ecologische effectiviteit met betrekking tot de doelsoorten en de toegevoegde waarde van de maatregelen voor het functioneren van het beekecosysteem voor het extensiever maaien van de water- en oevervegetatie in beken.

### Doorkijk naar de toekomst: kleinschalige maatregelen als transitie naar natuurlijk functionerende beeksystemen

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 kunnen werken als een katalysator van ecosysteemprocessen. Dit maakt het bouwen-met-natuur-karakter van de maatregelen ook een belangrijk element, zodat de ingreep na verloop van tijd opgaat in de natuurlijke processen die zich in een beekstelsysteem afspelen. Dit betekent ook dat

---

wanneer het herstel van een beek al verregaand gerealiseerd is (op grote schaal), het toepassen van kleinschalige maatregelen overbodig is geworden omdat het systeem dit zelf al genereert.

Een voorbeeld van het versnellen van een transitie naar een natuurlijker beekstelsel is het inbrengen van dood hout in de beek. Deze maatregel bereikt een optimale effectiviteit bij een toepassing in combinatie met de aanwezigheid van beekbegeleidende bomen en het staken van het onderhoud in de watergang. Wanneer de bosopslag of aanplant nog jong is, heeft het actief inbrengen van hout een grote meerwaarde, omdat de natuurlijke aanvoer van hout nog niet plaatsvindt. Het ingebrachte hout zorgt in dat geval 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 levensgemeenschap. Als de bomen verouderen, neemt de natuurlijke toevoer van hout naar de beek steeds verder toe, waardoor het systeem zelf in staat is de processen te reguleren die eerst alleen door het ingebrachte hout gestuurd werden. Ook wanneer er al bos aanwezig is op de oevers kan hout inbrengen meerwaarde hebben wanneer door intensief schoningsbeheer het hout eerder verwijderd wordt. Door hout in te brengen, kan herstel van het natuurlijk functioneren versneld worden.

Het inzetten van de transitie naar een natuurlijker functionerend beekstelsel door een relatief eenvoudige ingreep in het beekstelsel te doen om natuurlijke processen te initiëren, kan worden gezien als de kracht van kleinschalige maatregelen. De uitdaging voor de toekomst is vooral het zorgen voor de juiste randvoorwaarden, met name in termen van hydrologie en stoffen, zodat ook de gewenste ecologische kwaliteit bereikt kan worden. Om kleinschalige maatregelen optimaal in te kunnen zetten, is herstel buiten de beek zelf noodzakelijk, waarbij zowel in het beekdal als in de inrijgebieden een transitie nodig is. Initiatieven rondom bijvoorbeeld klimaatadaptatie, beter bodembeheer en circulaire landbouw bieden hiervoor perspectieven voor de toekomst.

## Literatuur

1. 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.
2. 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.
3. 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.
4. 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
5. Van der Lee, G.H., Kraak, M.H.S., Verdonschot, R.C.M., Verdonschot, P.F.M. (2020) Persist or perish: critical life stages determine the sensitivity of invertebrates to disturbances. *Aquatic Sciences: research Across Boundaries* 82:24.
6. Verdonschot, P.F.M., Verdonschot, R.C.M., Besse-Lototskaya, A (2015). ESF stromende wateren en stroomgebiedsbrede ecologische systeemanalyse. H2O online 27 augustus 2015.
7. Besselink, D., Logemann, D., van de Werfhorst, H., Jansen, A., Reeze, B. (2017). Handboek ecohydrologische systeemanalyse beekdallandschappen. STOWA rapport 2017-05, STOWA, Amersfoort.
8. 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.
9. Verdonschot P. (red.) (1995). Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, subgroep Beekherstel, WEW-06. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, STOWA 95-03, Utrecht. 1-236.

---

Wageningen Environmental Research  
Postbus 47  
6700 AA Wageningen  
T 0317 48 07 00  
[www.wur.nl/environmental-research](http://www.wur.nl/environmental-research)

Wageningen Environmental Research  
Rapport 3098  
ISSN 1566-7197

---

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 6.800 medewerkers (6.000 fte) en 12.900 studenten behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.





To explore  
the potential  
of nature to  
improve the  
quality of life



---

Wageningen Environmental Research  
P.O. Box 47  
6700 AB Wageningen  
The Netherlands  
T +31 (0) 317 48 07 00  
[www.wur.eu/environmental-research](http://www.wur.eu/environmental-research)

Report 3098  
ISSN 1566-7197

The mission of Wageningen University & Research is "To explore the potential of nature to improve the quality of life". Under the banner Wageningen University & Research, Wageningen University and the specialised research institutes of the Wageningen Research Foundation have joined forces in contributing to finding solutions to important questions in the domain of healthy food and living environment. With its roughly 30 branches, 6,800 employees (6,000 fte) and 12,900 students, Wageningen University & Research is one of the leading organisations in its domain. The unique Wageningen approach lies in its integrated approach to issues and the collaboration between different disciplines.

