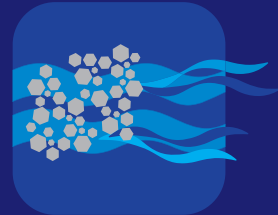
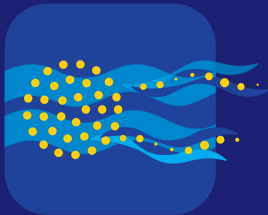
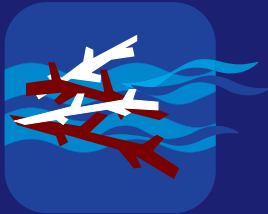


# KENNISOVERZICHT KLEINSCHALIGE MAATREGELEN IN BRABANTSE BEKEN



stowa

# KENNISOVERZICHT KLEINSCHALIGE MAATREGELEN IN BRABANTSE BEKEN



## UITGAVE

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer  
Postbus 2180  
3800 CD Amersfoort

**AUTEURS** | Piet Verdonschot (Wageningen Environmental Research, hoofdauteur), Ralf Verdonschot (Wageningen Environmental Research, hoofdauteur), Jolanda Bauwens (Provincie Noord-Brabant) Bart Brugmans (Waterschap Aa en Maas, projectleider), Albert Dees (AQUON), Mirja Kits (Waterschap Aa en Maas), Mieke Moeleker (Waterschap Aa en Maas / AQUON), Jacco de Hoog (Waterschap De Dommel), Mark Scheepens (Waterschap De Dommel), Ineke Barten (Waterschap De Dommel), Daniel Coenen (Waterschap Brabantse Delta), Angélique van Vugt (Waterschap Brabantse Delta), Sandra Roovers (Waterschap Brabantse Delta).

**REFERAAT** | Waterschappen stellen zich als doel om de komende jaren alle oppervlaktewateren in een goede ecologische toestand te brengen. Herinrichtingsprojecten zijn relatief duur en hebben vooralsnog een tegenvallend ecologisch resultaat. Door het slim toepassen van kleinschalige maatregelen blijkt het mogelijk te zijn om met relatief kleine ingrepen een bijdrage te leveren aan KRW-doelen. Per type kleinschalige maatregel zijn de effecten op de waterkwaliteit en de ecologie van het oppervlaktewater inzichtelijk gemaakt en vertaald naar concrete aanbevelingen, die vervolgens als leidraad bij beheer kunnen dienen. Welke maatregel het beste kan worden ingezet in een beek hangt sterk af van de gestelde doelen en de lokale omstandigheden.

**TREFWOORDEN** | Kleinschalige maatregelen, aquatische ecologie, KRW-doelen, maaibeheer, beekbegeleidende beplanting, dood hout, zandsuppletie, grind, peilbeheer, beschaduwning.

**UITVOERING** | Deze studie maakt deel uit van het project Kleinschalige maatregelen Brabantse wateren en is tot stand gekomen (en gefinancierd door) Waterschap Aa en Maas, Waterschap De Dommel, Waterschap Brabantse Delta en de provincie Noord-Brabant. In dit project worden de effecten van verschillende wijzen van beheer en onderhoud op de waterkwaliteit en de ecologie van het oppervlaktewater in relatie tot KRW-doelen bestudeerd. De kennis en ervaringen die in dit rapport zijn beschreven zijn algemeen geldend, vandaar dat de STOWA dit rapport opneemt in de publicatiereeks.



**VORMGEVING** | Vormgeving Studio B, Nieuwkoop

**ILLUSTRATIES** | Piet Verdonschot (WEnR) | Oomen Landschap

**FOTOGRAFIE** | Istock | Bart Brugmans (Waterschap Aa en Maas) | Waterschap Brabantse Delta | Mark Scheepens (Waterschap De Dommel) | Ralf Verdonschot (WEnR) | Piet Verdonschot (WEnR)

**STOWA** | 2017-16

**ISBN** | 978.90.5773.739.8

**COPYRIGHT** | De informatie uit dit rapport mag worden overgenomen, mits met bronvermelding. De in het rapport ontwikkelde, dan wel verzamelde kennis is om niet verkrijgbaar. De eventuele kosten die STOWA voor publicaties in rekening brengt, zijn uitsluitend kosten voor het vormgeven, vermenigvuldigen en verzenden.

**DISCLAIMER** | Dit rapport is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteurs en STOWA kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit dit rapport.



## TEN GELEIDE

**Kleinschalige herstelmaatregelen in beeksystemen, zoals beschaduwning, het inbrengen van houtpakketten en het aanpassen van het onderhoud, leiden tot belangrijke ecologische winst. Dit boekje beschrijft de kennis uit binnen- en buitenland en ervaringen opgedaan in Brabant.**

De Nederlandse waterbeheerders investeren het laatste decennium meer in het ecologisch herstel van beken en rivieren dan in de jaren daarvoor. Europese regelgeving (de Kaderrichtlijn Water) is daarbij een belangrijke stimulans geweest.

Belangrijke oorzaken van de ecologische teruggang van beken en rivieren zijn de aantasting van de stromingscondities (vooral in het derde kwart van de vorige eeuw) en de overmatige belasting van het water met voedingsstoffen. Op deze beide terreinen worden nu maatregelen genomen om de omstandigheden te verbeteren. Om daarbij echt succesvol te zijn zouden de herstelmaatregelen van bijvoorbeeld de hydrologie van beeksystemen op groot ruimtelijk schaalniveau, bijvoorbeeld dat van deelstroomgebied, geanalyseerd moeten worden.

De STOWA ontwikkelt voor zo'n stroomgebiedanalyse de 'Ecologische Sleutelfactoren', waarbij voortgeborduurd wordt op de zes S-systematiek. Hierbij wordt bij de analyse gekeken naar Systeem/Schaal, Structuur, Stroming, Stoffen, Soorten (planten en dieren) en Schonen (beheer en onderhoud).

Hoge bevolkingsdruk en complexe infrastructuur beperken de mogelijkheden voor het nemen van maatregelen op stroomgebiedniveau. Vandaar dat de waterbeheerders nu vooral investeren in meer kleinschalige maatregelen, zoals het restaureren van beekvorm (hermeanderen), het aanbrengen van beekbegeleidende beplanting, en het inbrengen van grindbedden en houtpakketten. De optelsom van al die kleinschalige herstelmaatregelen leiden, mits goed uitgevoerd, op relatief korte termijn tot aanzienlijke ecologische meerwaarde. Lokaal neemt de biodiversiteit toe en worden leefomstandigheden gecreëerd voor bijzondere planten en dieren.

Op initiatief van de Brabantse waterschappen zijn de kennis die er is over kleinschalige herstelmaatregelen en de ervaringen die er de afgelopen jaren mee is opgedaan in Nederlandse en buitenlandse beeksystemen gebundeld in dit overzicht. Het aldus ontstane overzicht is van veel waarde, ook voor de waterschappen buiten Brabant. Vandaar dat de STOWA dit overzicht als publicatie heeft opgenomen in de STOWA-publicatiereeks. Als aanvulling, om de aanbevelingen samen te vatten en ook voor de mensen in het veld toepasbaar te maken, is een poster ontworpen. Deze is te vinden in de achterflap en apart te downloaden op de website van STOWA.

Laat deze informatie een bron van inspiratie zijn om ook zelf te gaan bouwen met natuur.

#### ERNEST DE GROOT

Voorzitter stuurgroep Bouwen met Natuur  
Dagelijks Bestuurder waterschap Aa en Maas

#### JOOST BUNTSMA

Directeur STOWA

## SAMENVATTING

**In dit document is de beschikbare kennis uit de internationale wetenschappelijke literatuur en vaktijdschriften voor zes kleinschalige maatregelen gebundeld. Het gaat hierbij om maaibeheer, beschaduwing door beekbegeleidende beplanting, inbrengen van dood hout, peilbeheer, inbrengen van grind en het suppleren van zand. Per maatregel zijn de effecten van verschillende wijzen van beheer en onderhoud op de waterkwaliteit en de ecologie van het oppervlaktewater in relatie tot KRW-doelen bestudeerd en worden aanbevelingen gedaan die als leidraad bij maatregelkeuzen kunnen dienen. Hieronder staan de belangrijkste aanbevelingen weergegeven**



### MAAIBEHEER

*Weet wat waar groeit.* Kennis van de planten en hun verspreiding in de watergangen is het startpunt voor effectief onderhoud.

*Maai wanneer dit een effect heeft op de plant.* Stem het maaitijdstip en de maaifrequentie af op de plantensoort of plantengemeenschap die ofwel opstuwung of verstopping van de watergang veroorzaakt of nu juist als streefbeeld geldt.

*Meer stroming en schaduw leiden tot minder onderhoud.* Vanaf een gemiddelde stroomsnelheid van 20 cm/s geldt des te hoger de stroomsnelheid, des te minder de waterplantenontwikkeling. Zware beschaduwung (>70%) van de watergang, te bereiken via de ontwikkeling van beekbegeleidende bosstroken, reduceert vrijwel alle problemen veroorzakende soorten sterk door het wegnemen van licht en het dempen van de watertemperatuur.

*Het sparen van vegetatieblokken heeft weinig invloed op de waterafvoer.* Het sparen van delen van de vegetatie bij beheer en onderhoud werkt positief door op de ecologische doelen, omdat dit kan dienen als overwinteringshabitat, schuilplaats, bron van zaden enzovoorts. Omdat de stromingsweerstand relatief weinig toeneemt, is deze maatregel in veel situaties toepasbaar zonder dat er risico's ontstaan door opstuwung.

*Een goede balans tussen effectiviteit van onderhoud en ecologische doelen is het afmaaien van vegetatie op 10 cm boven de bodem.* Wanneer het materieel (maaikorf, -balk, bodemmes) zo bediend wordt dat de vegetatie op 10 centimeter boven de bodem afgemaaid wordt, treedt weinig vertroebeling op door opwoelen van het sediment op, terwijl de vegetatie wel maximaal in groei teruggezet wordt.

## BESCHADUWEN



*Streef naar elzen als beekbegeleidende bomen.* Echter, de vochtigheid van de oeverzone in het groeiseizoen is sturend, van nat naar droog: wilg > els > eik of andere soorten met breed uitwaaiende kronen.

*De boomhoogte van de beekbeleidende beplanting moet 2-3 keer zo groot zijn als de breedte van de beek voor optimale effectiviteit.* Boomtakken hangen bij voorkeur over de beek of de gehele boom hangt onder een hoek van 10-20° over de beek. Bomen op de waterlijn kunnen geforceerd worden om over de beek te groeien door meerdere rijen naast elkaar aan te planten.

*Gebruik de oriëntatie van de beek t.o.v. de zon bij het ontwikkelen van beekbegeleidende beplanting.* Bij een oost-west oriëntatie van een beek geven bomen aan de zuidoever ca. 70% lichtreductie. Bij een zuid-noord georiënteerde beek is het verschil in schaduwwerking van bomen op de oost- of westoever minder groot, maar geeft beekbegeleidend bos op de westoever het grootste remmende effect op vegetatiegroei in de beek via demping van de watertemperatuur.

*Hoe breder de bosrand, des te minder licht op een beek valt.* Bij een oost-west georiënteerde beek is bosrand met een breedte van 6-7 meter voldoende. Bij een zuid-noord georiënteerde beek is 18-20 meter noodzakelijk voor een vergelijkbaar effect.

*Streef naar een aantal kleine open plekken in de beplanting.* Zonbeschenen plekken spelen ook een belangrijke rol in een beekstelsel, bijvoorbeeld wat betreft biodiversiteit (bijv. voor waterplanten als Drijvende Waterweegbree) en het functioneren van ecosysteemprocessen (productie en decompositie). Exacte getallen ontbreken, maar waarschijnlijk is een verhouding ca. 75% bebost en 25% open plekken met een open trajectlengte ongeveer gelijk aan de boomhoogte van de beekbegeleidende bomen verspreid over het beektraject optimaal.

## DOOD HOUT



*Inbreng van 30-50% hout en grof organisch materiaal leidt tot ecologisch herstel.* De combinatie van dood hout en grof organisch materiaal (blad, takjes) in een beektraject is essentieel voor het halen van ecologische doelstellingen.

*De keuze van het type houtpakket hangt af van het doel van de maatregel en de gebruiksfuncties van de watergang.* Drempels (visgraat, bodemdrempel) van boomstammen zijn vooral geschikt voor het stimuleren van aanzanding/tegengaan erosie. Ze bieden alleen lokale stromings- en habitat heterogeniteit. Op plekken waar veel onderhoud nodig is of kanovaart plaatsvindt zijn

boomstobben die verankerd worden met de stam in de oever geschikt. Toegepast over een grote oeverlengte zorgen ze voor habitat heterogeniteit en schuilplaatsen voor vis, zeker wanneer de wortelstructuur nog gedeeltelijk intact is. Netwerken van vervlochten takken en stammen leiden tot de grootste bladvang en daarmee het streefdoel van 30-50% organisch materiaal in de beek. Ecologisch gezien leveren deze pakketten het meeste winst op voor het beekecosysteem.

*Niet verwijderen van ingevallen dood hout heeft de voorkeur boven het actief inbrengen van hout.* Echter, dit kan alleen in beken die al door houtige begroeiing zijn omgeven. In andere beken dienen eerst beekbegeleidende beplanting te worden aangeplant. De ontwikkeling hiervan duurt jaren; het is dan zinvol om alvast dood hout actief in te brengen om alvast habitat- en stromings heterogeniteit en biodiversiteit te stimuleren.

*Het gebruik van harde houtsoorten leidt tot duurzamere houtpakketten.* Het verdient aanbeveling om zogenaamde hardhoutsoorten, zoals eik en beuk, te gebruiken en wilg of populier te mijden omdat deze laatste soorten gemakkelijk uitlopen en sneller rotten.

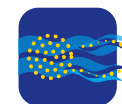
## AANLEG VAN GRINDBEDDEN



*Inbrengen van grind voor rheofiele vis en macrofauna is alleen zinvol wanneer aan alle milieuraanvoorwaarden wordt voldaan.* Uitgangspunten zijn: I) dat grind voorheen in het systeem voorkwam, maar nu niet binnen een redelijke termijn door natuurlijke processen kan terugkeren., II) de stromingscondities dusdanig zijn dat een grindbed zichzelf in stand kan houden en aan de eisen van de soorten die er gebruik van maken blijft voldoen, III) alle habitateisen van de doelsoorten in ogenschouw zijn genomen. Heeft de soort/levensgemeenschap die gewenst is in het beektraject of stroomgebied (vis) meerdere habitattypen gedurende de levenscyclus nodig, dan is het essentieel om ook de aanwezigheid en bereikbaarheid hiervan in het beektraject te onderzoeken.

*De plek, de samenstelling en de hoeveelheid materiaal bepalen het succes.* Suppleer gemengd grind (fijn tot zeer grof) in een aantal grote patches (4-5 m lang in R4 en R5) met een pakketdikte van 10-50 cm met een bovenliggende waterlaag van 20-30 cm op continu matig tot snel stromende plekken en een lage sedimentvrucht.

## ZANDSUPPLETIE



*Zandsuppletie moet worden ingezet in combinatie met andere maatregelen.* Het is namelijk noodzakelijk dat er vaste sedimentatiepunten in de vervallijn aanwezig zijn, waarachter het zand

zich kan ophopen en kan stabiliseren, anders verdwijnt dit naar benedenstrooms. Bodemdrempels/houtpakketten kunnen succesvol worden ingezet en mogelijk kan ook vegetatie als groene stuw dienen.

*Zand verplaatst zich relatief langzaam naar benedenstrooms.* De eerste ervaringen met deze maatregel in een vijf meter brede langzaam stromende laaglandbeek laten zien dat verplaatsingen optraden van 47-135 m bij een ingebracht volume van 220-340 m<sup>3</sup>. Suppletielocaties moeten dus zo gekozen worden dat ze op plekken liggen waar de beek het snelst op het niveau van het maaiveld gebracht kan worden, in plaats van verder bovenstrooms te suppleren en de stroming het werk te laten doen.

*Zandsuppletie is positief voor beekdalherstel.* Enkele maanden na uitvoering bleken doelsoorten te profiteren van de toegenomen stroomsnelheid en habitatheterogeniteit op de gesuppleerde locaties. Voorheen droge grond in het beekdal wordt vernat.

## PEILBEHEER



*Om een natuurlijk afvoerpatroon en peil te krijgen is het vasthouden, bergen en vertraagd afvoeren van water essentieel.* Bij voldoende beschikbare ruimte is herstel van de 'spons'-werking van beekdalen, liefst zo hoog mogelijk in het stroomgebied, mogelijk via processen als wegverlenging, berging in de bodem en inundatie. Het herstel van laaglandbeken naar hun oorspronkelijke vorm is hierbij een goede optie: het doorstroommoeras of de moerasbeek. Alternatieve oplossingen op plekken met minder ruimte zijn bypasses ingericht als een groene bedding of tweefasen-profielen.

*De stuurknop voor een diverse beeklevensgemeenschap is het hele jaar rond stroming.* Zowel stagnatie (van stuwpannen) als droogval zijn desastreus voor de levensgemeenschap. Een meer natuurlijk afvoerpatroon (natuurlijk peil) - met minder water in de zomer, maar wel een continue basisafvoer - ondersteunt naast de levensgemeenschap ook een meer natuurlijke/heterogeenere morfologie en maakt het mogelijk meer water te bergen bij piekafvoeren.

*De twee stuurknoppen voor het ontwikkelen van een rijk gevarieerde oevervegetatie zijn peil en profiel.* De meeste soorten moerasplanten ontwikkelen zich alleen goed indien er droogvallende oeverzones zijn, wat wordt bereikt door een laag peil in de zomer te hanteren (natuurlijk peil). Hierbij geldt dat des te breder en/of flauwer de oeverzone is, des te groter de diversiteit aan plantensoorten. De voedselrijkdom is daarnaast een bepalende factor voor de ontwikkeling van de vegetatie, minder voedselrijke omstandigheden leiden tot een hogere biodiversiteit.

## BETEKENIS ICONEN



MAAIBEHEER



MEER GEWENSTE  
SOORTEN



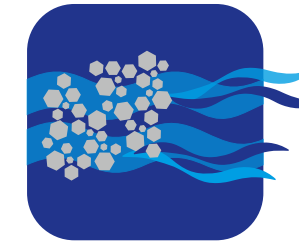
BESCHADUWEN



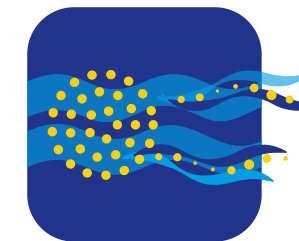
DOOD HOUT



PEILBEHEER



GRIND



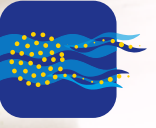
ZANDSUPPLETIE



MAAIBEHEER PAGINA 27-53



BESCHADUWEN PAGINA 54-67



ZANDSUPPLETIE PAGINA 116-127



GRIND PAGINA 104-115



DOOD HOUT PAGINA 68-83



PEILBEHEER PAGINA 84-103



## INHOUD

<b>Ten geleide</b>	5		
<b>Samenvatting</b>	7		
<b>1 INLEIDING</b>	17		
1.1 Aanleiding	17		
1.2 Doel	18		
1.3 Kleinschalige maatregelen en de effecten in het beekdal	19		
1.4 Doorkijk naar 2020; wat voegen de lopende onderzoeken binnen het project toe aan de informatie in deze publicatie	22		
1.5 Literatuur	25		
<b>Methode</b>	26		
<b>Leeswijzer</b>	26		
<b>2 MAAIBEHEER</b>	27		
2.1 Doel	28		
2.2 Achtergrond	28		
2.3 Factoren die waterplantenontwikkeling beïnvloeden	31		
2.3.1 <i>Dimensies en lichtbeschikbaarheid</i>	32		
2.3.2 <i>Voedselrijkdom (water en bodem)</i>	32		
2.3.3 <i>Afvoer en stroomsnelheid</i>	33		
2.4 Overzicht plantengemeenschappen in Brabantse beken onder referentie- en gedegradeerde omstandigheden	35		
2.5 Wanneer en hoe vaak maaien?	36		
2.5.1 <i>Maaitijdstip</i>	36		
2.5.2 <i>Maai frequentie</i>	39		
2.5.3 <i>Maai techniek</i>	39		
2.6 Effect van verschillende maaipatronen op stromingsweerstand	42		
2.7 Consequenties maaien voor fauna	45		
2.8 Conclusies en aanbevelingen	46		
2.9 Literatuur	49		
<b>3 BESCHADUWEN</b>	54		
3.1 Doel	55		
3.2 Achtergrond	55		
3.3 Sleutelfactoren voor waterplantengroei en -ontwikkeling	56		
3.4 Beheer van waterplanten	57		
3.5 Inrichting houtige oeverbegroeiing	58		
3.5.1 <i>Soorten</i>	58		
3.5.2 <i>Aanplant en onderhoud</i>	60		
3.5.3 <i>Breedte, hoogte, dichtheid en afstand tot de beek</i>	61		
3.6 Conclusies en aanbevelingen	63		
3.7 Literatuur	65		
<b>4 DOOD HOUT</b>	68		
4.1 Doel	69		
4.2 Achtergrond	69		
4.2.1 <i>Wat is dood hout?</i>	69		
4.2.2 <i>Waarom dood hout?</i>	69		
4.2.3 <i>Hoeveel dood hout?</i>	69		
4.2.4 <i>Toevoer van dood hout</i>	69		
4.2.5 <i>Afbraak van dood hout</i>	70		
4.2.6 <i>Verspreiding van dood hout door de beek</i>	70		
4.2.7 <i>Dood hout en stroming</i>	70		
4.2.8 <i>Dood hout en erosie en sedimentatie</i>	70		
4.2.9 <i>Dood hout en habitatheterogeniteit</i>	71		
4.2.10 <i>Leven op en rondom dood hout</i>	71		
4.2.11 <i>Wat gebeurt er als dood hout wordt verwijderd?</i>	72		
4.3 Hoe kan dood hout in beken worden toegepast?	72		
4.3.1 <i>Vormen van houtinbreng</i>	72		
4.3.2 <i>Initiatie van processen</i>	76		
4.4 Conclusies en aanbevelingen	76		
4.4.1 <i>Het belang van dood hout</i>	76		
4.4.2 <i>Waarom dood hout actief inbrengen?</i>	77		
4.5 Literatuur	78		
<b>5 PEILBEHEER</b>	84		
5.1 Doel	85		
5.2 Achtergrond	85		
5.3 Effecten van peilbeheer op stroming	85		
5.3.1 <i>Biologische aanpassingen aan stroming</i>	85		
5.3.2 <i>Hydrologische processen en beekbiodiversiteit</i>	88		
5.4 Effecten van peilbeheer op de ontwikkeling van de oeverzone	94		
5.3.1 <i>Groei en ontwikkeling van oeverplanten in relatie tot het peil</i>	94		
5.5 Conclusies en aanbevelingen	98		
5.6 Literatuur	99		

<b>6</b>	<b>INBRENGEN VAN GRIND</b>	104
6.1	Doel	105
6.2	Achtergrond	105
	6.2.1 <i>Functie van grindbedden in het ecosysteem</i>	106
	6.2.2 <i>Kenmerken ecologisch goed functionerend grindbed</i>	106
6.3	Herstel van grindbedden via het inbrengen van grind	107
	6.3.1 <i>Locatiekeuze</i>	107
	6.3.2 <i>Afmetingen aan te brengen grindbedden en hun verdeling over een beektraject</i>	108
6.4	Beperkingen	108
6.5	Conclusies en aanbevelingen	110
6.6	Literatuur	111
<b>7</b>	<b>ZANDSUPPLETIE</b>	116
7.1	Doel	117
7.2	Achtergrond	117
	7.2.1 <i>Insnijding</i>	117
	7.2.2 <i>Tegengaan van insnijding door middel van zandsuppletie</i>	119
7.3	Effecten van suppletie	122
	7.3.1 <i>Substraatsamenstelling</i>	122
	7.3.2 <i>Levensgemeenschap (macrofauna)</i>	124
	7.3.3 <i>Waterkwaliteit</i>	124
7.4	Conclusies en aanbevelingen	124
7.5	Literatuur	126
<b>8</b>	<b>LEIDRAAD VOOR DE PRIORITERING VAN MAATREGELEN</b>	128
<b>Bijlage 1</b>		131

## 1 INLEIDING

### 1.1 AANLEIDING

De Europese Kaderrichtlijn Water stelt dat alle oppervlaktewateren in goede ecologische toestand gebracht moeten worden. De ecologische doelen zijn nader uitgewerkt in het provinciaal Waterplan en in de waterbeheerplannen van de Waterschappen. Om deze doelen te bereiken worden in beken vooral herinrichtingsprojecten uitgevoerd, vaak in de vorm van het hermeanderen van de beekloop en het aanleggen van natuurvriendelijke oevers. Na enkele decennia beekherstel kan gesteld worden dat de effectiviteit in termen van ecologisch resultaat (toename van indicatieve macrofauna, waterplanten, vis) van deze vaak kostbare ingrepen tot nu toe tegenvalt (bijv. Roni *et al.*, 2008; Lorenz *et al.*, 2012; Friberg *et al.*, 2014). Er zijn verschillende oorzaken aan te wijzen. Vaak speelt dat niet alle problemen in het stroomgebied zijn aangepakt of dat de schaal van de ingreep te klein is, waardoor de genomen maatregelen teniet gedaan worden door de invloed van de omgeving. Ook een verkeerde keuze van maatregelen, bijvoorbeeld niet passend op de huidige situatie in termen van hydrologie of landgebruik leidt tot het niet behalen van de doelen. Naast het uitblijven van goede ecologische resultaten is er een ander probleem, namelijk dat dit type grootschalige ingrepen veel ruimte vraagt. Hierdoor is het aantal potentiële herstellocaties beperkt, aangezien het stroomgebied van de meeste beken grotendeels agrarisch gebruikt wordt.

Naar aanleiding van deze ervaringen is het de vraag of er een alternatieve aanpak mogelijk is, waarbij met kleinschaligere ingrepen resultaat geboekt kan worden. Maatregelen die mogelijk zelfs effectiever kunnen zijn en daarnaast minder kostbaar. Zo wordt er verondersteld dat het in een beektraject inbrengen van houtpakketten, grindbanken of het aanzanden van de beekbodem ecologische verbeteringen bewerkstelligd kunnen worden. Daarnaast bieden aanpassingen in het beheer en onderhoud grote kansen. Hierbij moet gedacht worden aan minder frequent en/of anders maaien, bijvoorbeeld door her en der vegetatieblokken te sparen of in plaats van de hele watergang te maaien om te schakelen naar het slechts maaien van een stroombaan. Een andere aanpak is het toestaan van bosontwikkeling langs de beek, wat op de langere termijn leidt tot zoveel schaduwwerking dat massale waterplantenontwikkeling niet meer optreedt en onderhoud niet meer nodig is. Tenslotte kan nu juist een meer diverse water- en oeverplantenvegetatie worden gestimuleerd door middel van aanpassingen in het peilbeheer.

Het begrip 'kleinschalige maatregelen' wil niet zeggen dat de schaal van beoogde effecten van al deze maatregelen ook klein is, het slaat enkel op de ingreep zelf. De maatregelen hebben namelijk een zelf-versterkend-effect in zich; de maatregel zet natuurlijke processen in

de beek in gang, die stimulerend werken voor het functioneren van het beekecosysteem. Dit positieve effect straalt vervolgens uit naar het omliggende stroomgebied, niet alleen in stroomafwaartse richting, maar ook dwars op de beek het beekdal, waardoor er een verbinding gelegd tussen het aquatische en het terrestrische milieu. In paragraaf 1.2 wordt hier nader op ingegaan.

## 1.2 DOEL

Op dit moment zijn er nog veel onduidelijkheden met betrekking tot kleinschalige maatregelen; hoe en waarom deze maatregelen bijdragen aan het verhogen van de ecologische kwaliteit is in grote lijnen duidelijk geworden op basis van onderzoek dat de afgelopen decennia op verschillende plekken op de wereld is uitgevoerd, maar met name een vertaling van deze wetenschappelijke kennis naar meer praktische handvatten - het wat, waar, hoe, wanneer en dan in een context passend op de Nederlandse laaglandbeken - ontbreekt grotendeels. Invulling geven aan deze kennis is de reden voor het project 'Kleinschalige maatregelen Brabantse wateren', wat tot stand is gekomen (en gefinancierd door) de waterschappen Aa en Maas, de Dommel en Brabantse Delta en de provincie Noord Brabant. In dit project, dat startte in 2014 en doorloopt tot in 2020 worden de effecten van verschillende wijzen van beheer en onderhoud op de waterkwaliteit en de ecologie van het oppervlaktewater in relatie tot KRW-doelen bestudeerd.

Eén van de onderdelen van dit project was het bundelen van de beschikbare kennis uit de internationale wetenschappelijke literatuur en vaktijdschriften voor de bovengenoemde zes kleinschalige maatregelen. In voorliggende publicatie zijn de belangrijkste bevindingen uit wetenschappelijke (buitenlandse) literatuur en expertkennis opgesomd voor zes verschillende maatregelen:

- **Maaibeheer**; hoe grijpt maaien in op de vegetatieontwikkeling in beken en wat voor mogelijkheden zijn er om het beheer te optimaliseren.
- **Beschaduwten**; wat zijn de effecten van verminderde lichtinval in de beek en hoe kan dit bijvoorbeeld ingezet worden om waterplantenontwikkeling te remmen en zo beheer overbodig te maken?
- **Dood hout**; toepassingsmogelijkheden van dood hout in de beek en een overzicht van de ecologische effecten.
- **Peilbeheer**; consequenties van peilbeheer op soorten en processen in de beek en een beschrijving van de effecten die aanpassingen van het peilbeheer hebben op het beekstelsel.
- **Het inbrengen van grind**; soortgerichte maatregel met als doel habitat te creëren dat noodzakelijk is om de levenscyclus te doorlopen: grind is bijvoorbeeld een belangrijk paaisubstraat voor beekvissen.
- **Zandsuppletie**; het omhoog brengen van de beekbodem en het verkleinen van het beekprofiel met als doel binnen het beek de stroming te verhogen en op grotere schaal beek en beekdal beter met elkaar te verbinden.

De verzamelde informatie is zo gepresenteerd dat deze weer gebruikt kan worden als leidraad bij het kiezen van maatregelen of het plannen van beheer en onderhoud. Hierbij is steeds de Noord-Brabantse situatie, oftewel een langzaam/snelstromende boven-, midden- en benedenloop op zand, als uitgangspunt genomen. Parallel aan deze literatuurstudie loopt binnen het project ook nog een serie veldexperimenten en wordt monitoringsdata verzameld door de deelnemende waterschappen geanalyseerd. In paragraaf 1.3 wordt beschreven welke experimenten er lopen, wat de insteek van de data-analyses is en welke raakvlakken dit werk heeft met deze publicatie.

## 1.3 KLEINSCHALIGE MAATREGELLEN EN DE EFFECTEN IN HET BEEKDAL

Zoals hierboven beschreven hebben de kleinschalige maatregelen om beken te herstellen niet alleen effect in de beek zelf maar ook op de omgeving van de beek. Om deze effecten in beeld te brengen kan gebruik gemaakt worden van het concept 'ecosysteemdiensten'. Een Ecosysteemdienst is het nut (of belang) dat mensen ontleen aan een ecosysteem (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ecosysteemdiensten omvatten zowel de ecologie (in dit geval het ecologisch functioneren van een beekstelsel) als het belang van het ecosysteem voor de gebruiksfuncties van de mens.

Er worden verschillende klassen ecosysteemdiensten onderscheiden; productiediensten, regulerende diensten en culturele diensten. Hieronder worden voor elk van deze klassen een aantal voorbeelden van ecosysteemdiensten voor het watersysteem benoemd (van Bodegom *et al.*, 2016).

### *Productiediensten:*

- De levering van water. Het watersysteem levert water voor de landbouw, voor de industrie en voor huishoudens.
- Visvangst. Hierbij kan het zowel gaan om vangst voor commerciële doeleinden, als voor particuliere consumptie (de recreatieve waarden van het vissen (hengelsport) valt onder de culturele diensten, zie onder).

### *Regulerende diensten:*

- De regulering van water. Hierin kan onderscheid gemaakt worden in:
  - regulering van het overstromingsrisico van omliggend land van zowel landbouw als huishoudens
  - regulering van het droogterisico, vooral van belang voor landbouw
  - regulering van de doorstroming en de doorvaarbaarheid voor scheepvaart
- De regulering van nutriënten.
- Behoud van de genenpool, en daarmee behoud van biodiversiteit.

Culturele diensten:

- Recreatie. Het watersysteem wordt zowel direct gebruikt voor recreatie (zwemmen, pleziervaart, vissen, etc), als ook voor indirect gebruik voor recreatie omdat het bijdraagt aan de beleving van het landschap.
- Woonplezier. Veel mensen wonen graag nabij het water.

Het herstellen van het ecosysteem van beken betekent dat functioneren van het ecosysteem wordt beïnvloed. Daarmee kunnen de ecosystemendiensten die het beekstelsel levert ook veranderen. Het uitvoeren van kleinschalige maatregelen in beken heeft positieve gevolgen hebben voor diensten binnen al deze categorieën.

**Maai-beheer** waarbij de vegetatie deels gespaard wordt, levert een aantal belangrijke regulerende diensten. Ten eerste zijn water- en oevervegetaties belangrijke plekken voor de afbraak en omzetting van materiaal/stoffen en de regulering van nutriënten. Stimulering van deze processen leidt uiteindelijk tot schoner water. Ten tweede zorgen vegetaties voor waterregulatie, door de obstructies in de loop wordt het afvoer- en stromingspatroon beïnvloed, waarmee bijvoorbeeld water langer vastgehouden kan worden in de zomer en de effecten van verdroging tegengegaan kunnen worden.

Het laten **ontwikkelen van beekbegeleidend bos (beschaduwing)** zorgt er in landbouwgebied voor dat diffuse verontreinigingen bestaande uit voedingsstoffen, organisch materiaal (meststoffen) en toxische stoffen de beek moeilijker bereiken; *stroken bos hebben een bufferende werking*. Daarnaast herbergt het bos een hoge biodiversiteit aan planten en dieren en verbindt in dwars- en lengterichting andere ecosystemen. De beekbegeleidende bomen leggen tijdens hun groei koolstof vast en het bladerdak vermindert de lichtinval, wat niet alleen algen- en plantengroei beperkt, maar ook het beekwater koelt wat de koude gevoelige dieren ten goede komt. Zowel *koolstofvastlegging als temperatuurbuffering dragen bij aan de vermindering van de effecten van klimaatverandering*. Tenslotte zorgt het beekbegeleidend bos voor een continue toevoer van organisch materiaal naar de beek, wat het natuurlijke heterogeen functionerende beekstelsel en de habitatvariatie in beek en beekdal versterkt.

**Houtpakketten** zijn, net zoals vegetaties, belangrijke plekken voor de afbraak en omzetting van materiaal/stoffen en de regulering van nutriënten. In de houtpakketten treden allerlei fysisch-chemische en microbiële processen op, die uiteindelijk kunnen leiden tot schoner water. Ten tweede zorgen houtpakketten voor waterregulatie, door de obstructies in de loop wordt het afvoer- en stromingspatroon beïnvloed. Verschil met vegetaties is dat de ecosystemendiensten van een houtpakket veel minder dynamisch zijn, omdat er geen sprake is van een groeiseizoen of dat er successie optreedt.

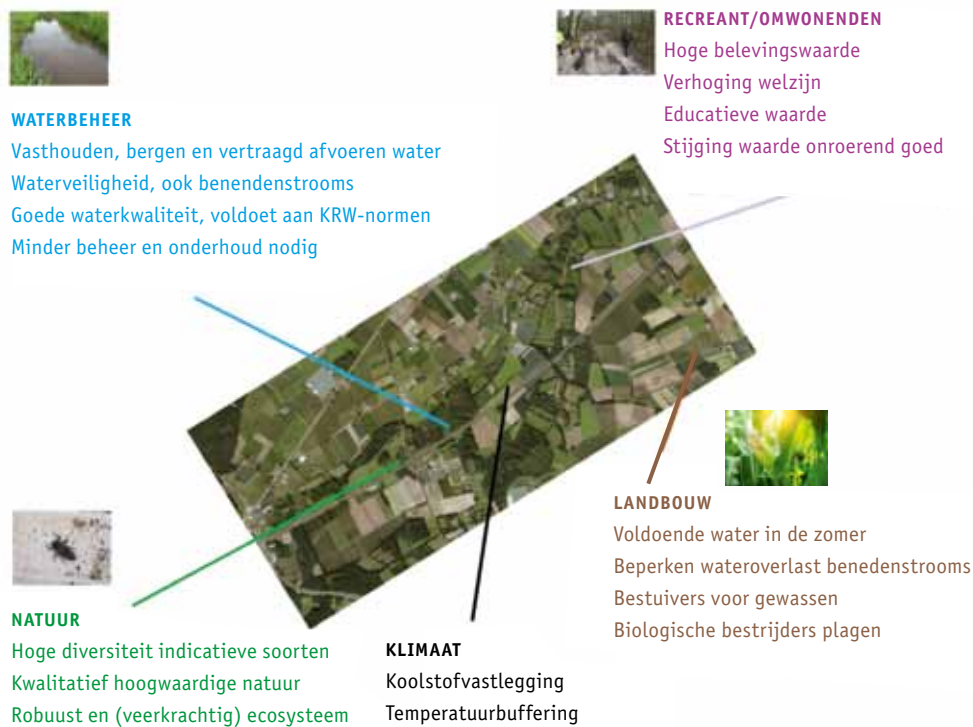
**Peilbeheer** grijpt net zoals maai-beheer en houtpakketten in op *afbraak en omzetting van materiaal/stoffen en de regulering van nutriënten*, met name wanneer er een zo natuurlijk mogelijk peilbeheer wordt gehanteerd en er 's zomers droogval optreedt in de oeverzone. Verder werkt het laten ontstaan van moerasvegetaties langs de oevers van de beek via een meer natuurlijk peilbeheer door in het agrarisch gebied door het bieden van *habitat, refugia en verbindingzones voor bestuivers en plaagregulerende fauna*.

De regulerende dienst *biodiversiteit* wordt door alle kleinschalige maatregelen gestimuleerd. Echter is het **inbrengen van grind** de enige kleinschalige maatregel die dit als primair doel heeft.

Het ophogen van de beekbodem door middel van **zandsuppletie** is een kleinschalige maatregel met grootschalige gevolgen, die alle ecosystemendiensten die een beek en haar beekdal kan bieden beïnvloed. Van de vele doorstroom- en beekbegeleidende moerassen die ooit in Nederland te vinden waren zijn de meeste verdwenen. Met het verdwijnen van deze moerassen heeft het beekdallandschap niet alleen diversiteit verloren maar is ook de opslag van water 'sponswerking' en de filterende werking voor nutriënten verloren. Deze wateropslag en voedingstoffen-filterende werking vond namelijk vooral in deze moerassen plaats. Met het benutten van de sponswerking van een beekdal wordt het benutten van het *watervasthoudend en waterbergend vermogen* van het doorstroom- en beekbegeleidend moeras bedoeld. Er zijn belangrijke verschillen tussen het bergen van water, het vasthouden van water en het vertraagd doen afstromen van water. Alle drie de activiteiten zijn bedoeld enerzijds om te voorkomen dat bebouwde of landbouwgebieden onder water komen te staan en dragen anderzijds bij aan het tegengaan van verdroging van landbouwgronden en natuur doordat meer water in de zomer beschikbaar blijft. De afvoer vertraging die in moerassen optreedt vergroot ook de inzijging, wat weer zorgt voor *grondwateraanvulling*.

Tenslotte werkt de esthetische waarde/ landschappelijke kwaliteit van de beek en het beekdal direct positief door op *recreatie, beleving en welzijn*. Het begrip beleving verwijst naar de gevoelens en gedachten die een gebied bij mensen oproept. Voor beleving zijn een aantal elementen belangrijk, met name toegankelijkheid van het beek(dal)landschap voor een breed publiek (bijv. wandelaars, fietsers, kanoërs), zodat deze het gebied kunnen ervaren en voorzieningen voor recreanten, in de vorm van overnachtingsmogelijkheden, horeca, informatieborden en bezoekerscentra. Verder kan een herstelde beek een *educatieve functie* hebben, bijvoorbeeld voor scholen in de omgeving. Daarnaast is aangetoond dat in landschappen met natuur de *waarde van onroerende goederen stijgt*.

Kortom, het uitvoeren van kleinschalige maatregelen kan een grote invloed hebben op de ecosystemendiensten die beken leveren (**Figuur 1.1**).



FIGUUR 1.1 | Enkele ecosystemediensten van een hersteld beekstelsel.

#### 1.4 DOORKIJK NAAR 2020; WAT VOEGEN DE LOPENDE ONDERZOEKEN BINNEN HET PROJECT TOE AAN DE INFORMATIE IN DEZE PUBLICATIE

Aan de onderdelen maaibeheer, beschaduwning, dood hout in de beek en het inbrengen van grind wordt de komende jaren aanvullend onderzoek verricht, in de vorm van veldexperimenten en analyses van bestaande datasets. Per onderdeel wordt hieronder een korte beschrijving gegeven van de lopende onderzoeken en aan welke kennisvragen met dit onderzoek wordt bijgedragen. De resultaten worden tijdens de looptijd van het project gepubliceerd in de vorm van Nederlandstalige artikelen in vaktijdschriften. Daarnaast worden de uitkomsten van de veldexperimenten ook in de vorm van Engelstalige wetenschappelijke publicaties gepubliceerd. In 2020 vindt de synthese plaats van alle resultaten.

##### Maaibeheer

Extensief beheer in de vorm van eenzijdig niet-maaien of het uitstellen van maaibeheer vindt op verschillende locaties plaats. Echter, de waarde voor de ecologie van deze alternatieve vormen van beheer is niet goed gekwantificeerd in de literatuur: we weten niet of extensief beheer van laaglandbeken ook leidt tot een verandering in de ecologische kwaliteit

van het waterlichaam. Ook is niet duidelijk wat de optimale vorm van extensief beheer is in termen van ruimtelijke spreiding en dimensies van vegetatieblokken en de frequentie van cyclische verjonging. Daarom wordt onderzocht of extensief maaibeheer leidt tot een stijging van de ecologische kwaliteit van de watergang. Het maaionderzoek richt zich op twee vormen van beheer: het sparen van blokken vegetatie en het maaien van een stroombaan, waarbij er telkens gekeken wordt naar de effecten op macrofauna en waterplanten. In trajecten in de Grootte Aa, de Vlier en de Oude Leij wordt een experiment uitgevoerd waarbij de vegetatie in blokken van vijftig meter een- of tweezijdig niet gemaaid wordt voor een periode van één of twee jaar (Figuur 1.2). In de twee laatste beken wordt in een ander traject ook de invloed van de grootte en onderlinge afstand van extensief onderhouden vegetatieblokken bekeken voor drie verschillende blokgroottes en drie verschillende afstanden tussen de blokken. Tenslotte wordt de invloed van stroombaanmaaien op de samenstelling van de levensgemeenschap van de Lage Raam bestudeerd, door een traject met dit maairegime te vergelijken met een traject dat volledig gemaaid wordt. Uniek aan deze locatie is dat stroombaanmaaien hier al meer dan tien jaar plaatsvindt.



FIGUUR 1.2 | Blokken vegetatie sparen in de Vlier. In dit traject is twee meter van het natte profiel één jaar eenzijdig gespaard.

##### Dood hout

Het inbrengen van houtpakketten in beken is inmiddels een breed toegepaste methode om bijvoorbeeld nieuw habitat voor fauna te creëren, direct via de harde substraten die in de stroomdraad worden aangeboden en indirect door een toename van de substraatvariatie rondom het houtpakket door stromingsdifferentiatie. Hout is verspreid door Nederland op verschillende manieren ingebracht. Echter, het is de vraag welke verschillen in ecologische effecten er zijn tussen de verschillende methoden. Soms is het namelijk niet mogelijk alle vormen van houtinbreng toe te passen in een waterlichaam, bijvoorbeeld als gevolg van recreatief medegebruik of omdat regelmatig onderhoud nodig is. Er wordt daarom in trajecten in de Lactariabeek, de Beekloop en 't Merkske onderzocht wat de verschillen en overeenkomsten in de macrofaunasamenstelling zijn tussen vlechtwerk-houtpakketten, stobben en boomstammen



FIGUUR 1.3 | Vlechtwerk-houtpakket in het Merkske.

in een visgraatpatroon (Figuur 1.3). Deze pakketten zijn voor het onderzoek in 2015 nieuw aangebracht. Omdat we ook geïnteresseerd zijn de langere termijn effecten, is ook een analyse uitgevoerd van de monitoringsdata van de Snelle loop, waar al langer verschillende typen houtpakketten aangebracht zijn. De resultaten van deze studie zijn te vinden in Verdonschot *et al.* (2016a).

### Beschaduwning

Beschaduwning is een primair onderdeel van natuurlijke laaglandbeken. Ondanks dat de positieve effecten van beschaduwning duidelijk zijn, ontbreekt vaak een kwantificering van de randvoorwaarden. Aan de hand van een data-analyse van een groot aantal Brabantse beken is daarom onderzocht bij welke mate van beschaduwning meetbare ecologische effecten optreden en wat deze effecten zijn (fysisch-chemisch en biologisch). Verdonschot *et al.* (2016b) beschrijven hoe de bedekking van waterplanten afneemt met een toenemende beschaduwning en of er een toename is van het aantal macrofauna-indicatorsoorten van laaglandbeken met beschaduwning. Hierbij is ook gekeken of de macrofaunasoorten die een toename vertonen sterk gebonden zijn aan watertemperatuur of aan dood hout. Verder is een aantal fysisch-chemische parameters bestudeerd, waarbij de relatie beschaduwning en temperatuur, stroomsnelheid en zuurstofpercentage onder de loep genomen is.

Het beschaduwen van watergangen kan worden ingezet als maatregel om de plantengroei te remmen. Echter, in de jaren voordat de bomen een dusdanig formaat hebben dat ze de beek beïnvloeden, kan de situatie ontstaan waarin onderhoudsmachines niet meer in de watergang kunnen door de boomopslag, maar waterplanten zich nog wel sterk kunnen ontwikkelen in de waterkolom. Over dit ontwikkelingsproces van een onbeschaduwde naar een beschaduwde beek is nog amper gekwantificeerde informatie voorhanden. Het meten van de ontwikkeling van bomen op de oevers van een beek en de effecten daarvan op de biologie kan niet experimenteel plaatsvinden binnen de looptijd van het project. Daarom is gekozen voor een zogenoemde 'ruimte-voor-tijd'-benadering, waarbij trajecten in de Hooge Raam en in de Keersop onderzocht zijn op waterplantenbegroeiing op plekken die varieerden in mate van beschaduwning, samenhangend met boomsoort, hoogte en leeftijd. Het doel hiervan is drempelwaarden te bepalen waarbij vegetatieontwikkeling geremd wordt en te bekijken wat de effecten van beschaduwning in de lengterichting van de beek zijn, groeit vegetatie bijvoorbeeld vanuit een bosrand het beschaduwde deel in?

### Inbrengen van grind

Grindbedden hebben een belangrijke functie in laaglandbeken. Ze vormen het paaisubstraat voor verschillende soorten beekvissen en herbergen een karakteristieke macrofauna. Stabiele grindbedden komen op dit moment relatief weinig voor in laaglandbeken, vaak als gevolg van een onnatuurlijke morfologie en hydrologie (te lage stroomsnelheden door verlaagde afvoer en overdimensionering watergang). Het ontbreken van grind is dan ook een

knelpunt voor soorten die hiervan afhankelijk zijn en kan remmend werken bij ecologisch herstel wanneer aan alle andere habitateisen wel voldaan wordt. Het bewust aanbrengen van grindbedden, bijvoorbeeld als paaisubstraat voor vissen, is in Nederland een maatregel die zelden wordt toegepast. Dit in tegenstelling tot Engeland, waar het aanleggen van grindbedden een standaardprocedure is bij het herstel van waterlopen voor zalmachtigen.

Eén van de Nederlandse beken waar grind is aangebracht is de Tongelreep. Over een lengte van circa 1 km zijn grindbedden gecreëerd als paaiplaats voor Serpeling, Kopvoorn, Beek- en Rivierprik. Deze situatie leent zich goed voor het onderzoeken van de vraag of zo'n gestort grindbed intact blijft op een plek waar dit substraat eerder niet aanwezig was en of het werkelijk ecologische winst oplevert voor de beek. Om zo veel mogelijk informatie te verzamelen, wordt momenteel een faunamonitoring van de grindbedden uitgevoerd, waarbij gekeken wordt naar paai door beekvissen en naar de macrofaunalevensgemeenschap die zich in het grindbed heeft gevestigd. Daarnaast wordt gemeten of de grindbedden intact blijven in de jaren nadat ze aangebracht zijn, waarbij de locatie, oppervlakte en interne structuur van de grindbedden wordt gevolgd.

### 1.5 LITERATUUR

- Bodegom, P. van, Besteman, B. & Pijpers, B. (2016). Analyse-instrument Ecosysteemdiensten. Een plan van aanpak voor de uitwerking van de Steutfactor Context. Centrum voor Milieuwetenschappen Universiteit Leiden, B&D Natuuradvies en Duo-advies in opdracht van STOWA.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press. Washington, DC.
- Friberg, N., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E.A., Kronvang, B., Larsen, S.E., Pedersen, M.L., Skriver, J., Thodsen, H. & Wiberg-Larsen, P. (2014) The Gelså river restoration revisited: community persistence of the macroinvertebrate community over an 11-year period. *Ecological Engineering*, 66, 150–157.
- Lorenz, A.W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K. & Haase, P. (2012) Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology*, 49, 202–212.
- 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.
- Verdonschot, R., Brugmans, B., Moeliker, M., Verdonschot, P. (2016a) Evaluatie van de ecologische effectiviteit van de houtconstructies in de Snelle Loop. H2O online 27 juli 2016, 8p.
- Verdonschot, R., Brugmans, B., Scheepens, M., Coenen, D., Verdonschot, P. (2016b) Invloed van beekbegeleidende bomen op de ecologische kwaliteit van Noord-Brabantse beken. H2O online 28 juli 2016, 10p.

## METHODE

Voor iedere maatregel is een literatuurstudie uitgevoerd, waarbij in (inter)nationale rapporten en artikelen gezocht is naar voor Nederlandse laaglandbeken, of buitenlandse beeksystemen die hier op lijken, relevante informatie. Hiervoor is gebruik gemaakt van de zoekmachines beschikbaar bij Wageningen UR, literatuur beschikbaar in de bibliotheek van Wageningen UR en rapporten en onderzoeksverslagen in de eigen collectie van Wageningen Environmental Research. Telkens is geprobeerd zo goed mogelijk aan te sluiten bij de situatie in de watersystemen in Noord Brabant. Het kennisniveau verschilt sterk per maatregel, daarom zijn soms aanvullingen gedaan op basis van praktijkervaringen (observaties van medewerkers van de waterschappen) of vanuit ervaringen uit het onderzoek aan beeksystemen door Wageningen Environmental Research en de Universiteit van Amsterdam.

## LEESWIJZER

Ieder hoofdstuk beschrijft een maatregel en is als volgt opgebouwd: na het doel volgt een beschrijving van de achterliggende processen, gevolgd door handvatten voor toepassing en tenslotte de conclusies en aanbevelingen. Tenslotte wordt in het laatste hoofdstuk een samenvattend overzicht gegeven van de impact van de maatregelen, op basis waarvan keuzes gemaakt kunnen worden. Het is hierbij belangrijk te beseffen dat de combinatie systeemvoorwaarden (landgebruik, geologie, klimatologische omstandigheden etc.), stroming/hydrologie, stoffen, structuren en biologie in iedere beek of stroomgebied anders is. De maatregelkeuze blijft daarmee altijd lokaal maatwerk. Het laatste hoofdstuk geeft wel handvatten om maatregelen te prioriteren via een inschatting van de schaal waarop een bepaalde maatregel invloed heeft en een inschatting van de positieve impact van de maatregelen op de verschillende KRW kwaliteitselementen.

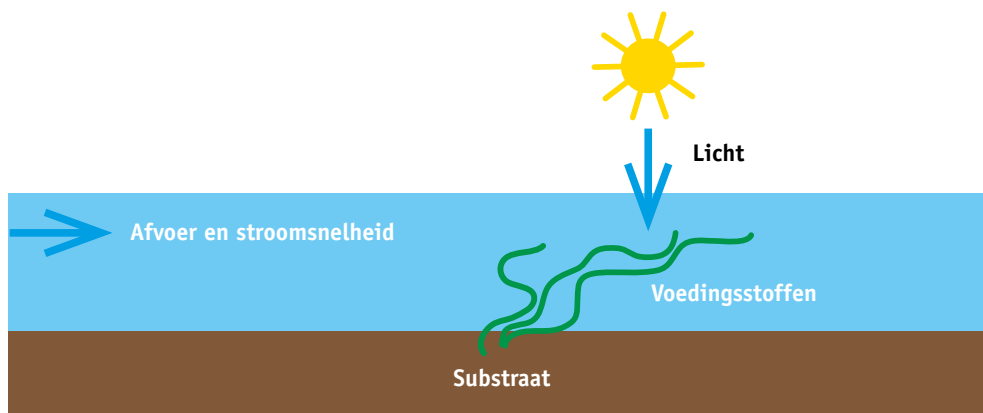


## 2.1 DOEL

Maaibeheer betreft het afknippen van water- en oevervegetatie. In dit hoofdstuk is kennis bijeen gebracht waarmee maaien in de toekomst op een zo effectief mogelijke manier kan worden ingezet als beheersmaatregel, enerzijds om de waterafvoerfunctie te behouden en anderzijds om ecologische ontwikkeling mogelijk te maken. Het is namelijk de vraag hoe maaien, of bij welke balans tussen maaien en niet maaien, kan bijdragen aan het halen van ecologische doelen, bijvoorbeeld voor de KRW. Of ecologisch maaibeheer gewenst is mede afhankelijk van wat het doel/streefbeeld is voor een watertype. Zo zal in slootssystemen het ontwikkelen van een rijke (onder)watervegetatie het doel kunnen zijn en/of het voorkomen van verlanding. Terwijl in beeksystemen het stimuleren van bepaalde stromingspatronen een doel kan zijn. Er wordt gezocht naar een maaibeheersvorm waarbij de positieve bijdrage van waterplanten aan de water- en ecologische kwaliteit versus de negatieve bijdrage van de vegetatie aan de waterkwantiteit in balans is.

## 2.2 ACHTERGROND

Lichtbeschikbaarheid, voedselrijkdom van het water, stroomsnelheid en substraatcondities (type en beddingstabiliteit) zijn de belangrijkste sturende factoren voor waterplantenontwikkeling in beken (Figuur 2.1). Met name de combinatie van veel licht en voedingsstoffen bij



FIGUUR 2.1 | Sturende factoren waterplanten in beken.

relatief lage stroomsnelheden leidt tot massale waterplantenontwikkeling in de midden- en benedenloop van laaglandbeken in open gebied (Dawson, 1988). Dit is sterk contrasterend met de situatie in min of meer natuurlijke laaglandbeken, die meer beschaduwing en lagere gehalten aan voedingsstoffen hebben, met als gevolg dat waterplanten pluksgewijs in de beek voorkomen en veel meer een mozaïek vormen met andere substraten. Onder deze omstandigheden vormen waterplanten een essentieel onderdeel van laaglandbeken, zowel

vanuit een biologische, chemische als fysische invalshoek, terwijl bij massaliteit een aantal negatieve eigenschappen de overhand krijgt. De belangrijkste negatieve consequentie voor het bekeecosysteem is sedimentatie of ophoping van organisch materiaal in waterplantenvegetaties, wat bijvoorbeeld negatief doorwerkt op de zuurstofhuishouding. Dit proces is zelfversterkend, omdat toenemende sedimentatie de plantengroei verder stimuleert.



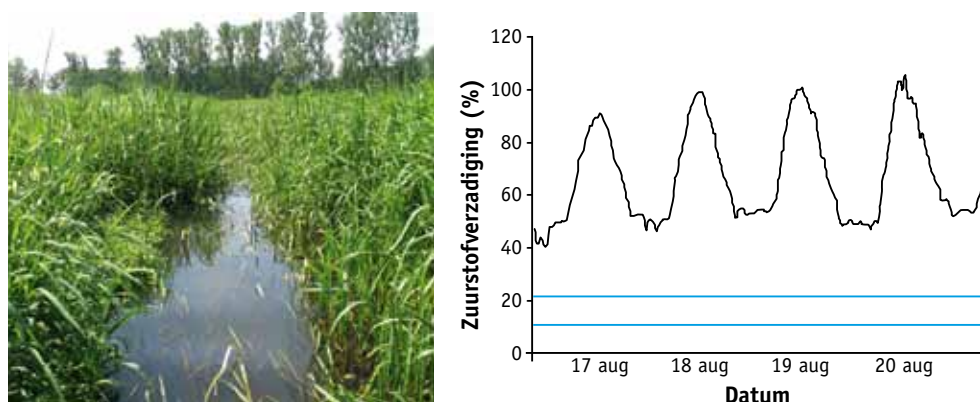
FIGUUR 2.2 | Biofilm (het aangroei van onder andere algen en bacteriën) op aarvederkruid, de voedingsbron voor een groot deel van de macrofauna.

Vanuit een biologisch oogpunt is de belangrijkste directe functie van waterplanten in stromende wateren het bieden van structuur in de waterkolom (Suren, 1991; Dodds & Biggs, 2002). Op en aan de structuur die de verschillende groeivormen bieden hechten zich algen en bacteriën - de biofilm - en het vormt het habitat voor ongewervelden, die er bijvoorbeeld hun kokers en vangnetten bouwen. Bijkomend voordeel is dat de planten het mogelijk maken voor organismen zich optimaal te positioneren in de waterkolom, bijvoorbeeld op de hoogte met de sterkste stroming. Verder dient het als eiafzetplaats voor zowel ongewervelden als vissen. De biofilm vormt een belangrijke voedselcomponent voor grazende organismen (Figuur 2.2). Overigens worden levende planten relatief weinig gegeten; de afgestorven delen vormen daarentegen een belangrijke voedselbron voor detrituseters. Naast hechting en voedsel vormen de structuren ook een schuilmogelijkheid, zowel voor prooidieren als predatoren die jagen vanuit een hinderlaag. Waterplanten dragen zo bij aan de biodiversiteit en complexiteit van de levensgemeenschap van beken (Baattrup-Pedersen *et al.*, 2002).

Waterplanten beïnvloeden de stoffenbalans in watergangen. Waterplanten nemen voedingsstoffen op uit het water tijdens de groei en geven deze weer af wanneer planten(delen) afsterven aan het einde van het groeiseizoen. Dit zijn de zogenoemde 'nutrientenspiralen' in beken, welke verder gestuurd worden door bijvoorbeeld de verblijftijd van het water en de dimensies van de watergang. Daarnaast produceren ondergedoken waterplanten zuurstof tijdens de fotosynthese, waardoor gedurende de dag het zuurstofgehalte in de waterkolom stijgt. In beken waar het water continu zuurstofrijk is, door een hoge stroomsnelheid of een groot watervolume, valt deze productie weg tegen de achtergrondconcentratie. Echter, daar waar minder zuurstof in het water aanwezig is en massaal waterplanten aanwezig zijn (meestal kleine watergangen waar de verhouding bodem ten opzichte van de waterkolom groot is), leveren de planten een belangrijke bijdrage aan de zuurstofverzadiging van het water (Figuur 2.3). Helaas is de keerzijde dat in uitgestrekte waterplantenvegetaties (bijvoor-



beeld bij dominantie van liesgras, kleine egelskop, smalle waterpest, sterrenkroos) zich een grote hoeveelheid slib opgehoopt tussen de planten, waardoor de zuurstofstijging gedurende de dag teniet gedaan wordt door de consumptie van zuurstof in het donker door bacteriën die de organische laag afbreken. Een zuurstofverzadiging tussen de 11-22% (1-2 mg/L bij 20°C) wordt gezien als acuut kritiek voor beekmacrofauna (McCahon *et al.*, 1991), maar veel soorten zijn kritischer, zeker wanneer het gaat om blootstelling voor een langere periode met lage zuurstofconcentraties. Zo vertoont de vlokreeft *Gammarus pulex* al bij 7 mg/L ontwikkelingsgedrag (Costa, 1967). Ook moet stroming niet over het hoofd gezien worden; veel stromingsminnende insecten zijn niet goed in staat te ademen wanneer er geen water over de kieuwen stroomt en sterven daardoor op het moment dat er wel zuurstof aanwezig is in het water maar er stagnatie optreedt.



**FIGUUR 2.3** | Continue zuurstofmeting in de Grote Molenbeek bij Sevenum in de zomer van 2012. Overdag vindt productie van zuurstof plaats, 's nachts consumptie. De voor macrofauna kritische zone is aangegeven met blauwe lijnen (11-22%).

Fysische effecten van waterplanten zijn het voorkomen van erosie van de beekbodem via vastlegging met de wortels, het verwijderen van deeltjes uit de waterkolom door fysische filtratie en sedimentatie. Vooral de ondergedoken waterplanten hebben een drastische invloed op stromingspatronen (Sand-Jensen & Pedersen, 1999). Tegelijkertijd groeien er minder planten bij een toenemende stroomsnelheid (Janauer *et al.*, 2010).

Waterplanten geven stromingsweerstand (Dawson & Robinson, 1984; Watson, 1987; Barky *et al.*, 1992; Gurnell & Midgley, 1994; Champion & Tanner, 2000; Green, 2005a,b, 2006; Dun, 2006; Nikora *et al.*, 2006), vaak wordt hierbij gebruik gemaakt van de obstructiecoëfficiënt (Pieters & Flach, 1966; Pitlo, 1990; Querner, 1993) of de biomassa (De Doncker *et al.*, 2009; O'Hare *et al.*, 2010). Stromingsweerstand is gerelateerd aan vorm en omvang van een plant. Sand-Jensen & Mebus (1996) bewezen dat planten met een groot bladoppervlak aan bossige uitlopers, zoals sterrenkroos (*Callitriche* sp.) de stroomsnelheid meer reduceren dan planten

met gestroomlijnde bladeren, zoals de waterbladeren van kleine egelskop (*Sparganium emersum*). Zij toonden tevens aan dat door de aanwezigheid van waterplanten de stroomsnelheid rondom plantpakketten toenam, wat bijdroeg aan het in stand houden van mozaïeken in vegetatiepatronen. Ook de mate van flexibiliteit van waterplanten heeft grote invloed op de stromingsweerstand (Gurnell *et al.*, 2014). Luhar & Nepf (2013) hebben op basis van laboratorium experimenten aangetoond dat wanneer de stroming de planten plat tegen de bodem drukt de stroomsnelheid boven de planten verdubbelt ten opzichte van wanneer ze nog recht op stonden.

Het effect van vegetatie op de waterstand in de watergang is dus tweeledig: massale waterplantengroei leidt tot ophoging van de bodem, waardoor het watervoerend vermogen van de watergang afneemt en de vegetatie leidt tot stromingsweerstand en daardoor tot opstuwning van het water. Om overstromingen en te hoge grondwaterstanden voor landbouw en bebouwing te voorkomen, is het verwijderen van waterplanten uit laaglandbeken op een bepaald moment noodzakelijk.

Er zitten ecologische voor- en nadelen aan maaien. De voordelen zijn (Nichols & Shaw, 1983):

- er wordt organisch materiaal verwijderd en draagt zodoende niet meer bij aan de afbraak en daardoor verlagings van het zuurstofgehalte;
- door een toename van de waterbeweging na het verwijderen van de vegetatie treedt verrijking van het water met zuurstof op;
- het verwijderen van plantenmateriaal voert tegelijk voedingsstoffen af, al is dit effect in laaglandbeken beperkt door een combinatie van een korte verblijftijd van het water en de vaak zeer hoge concentraties nutriënten.

De nadelen zijn:

- tijdelijke toename in troebelheid en een verlagings van de zuurstofconcentratie door opwoelen sediment;
- verlies van habitat/substraat voor de fauna;
- verwijderen van fauna met de vegetatie;
- verspreiding van vegetatieve delen van planten;
- versnelling van de groei overgebleven planten(delen);
- vrijkomen van voedingsstoffen uit beschadigde plantenstengels en restmaaisel.

### 2.3 FACTOREN DIE WATERPLANTENONTWIKKELING BEÏNVLOEDEN

De keuze hoe vaak de water- of oeverplanten van een beek gemaaid moeten worden, hangt direct samen met de bijdrage van een watergang aan de waterkwaliteits- en kwantiteitsfunctie. Des te belangrijker een watergang is voor de afvoer en grondwaterstand, des te zorgvuldiger het moet worden uitgevoerd wil het doeltreffend zijn. Op basis van de dimensies, lichtbeschikbaarheid, voedselrijkdom en stroomsnelheid/afvoer zijn de uitersten in de waterplantenontwikkeling goed te voorspellen (watergangen met veel schaduw, hoge stroom-

snelheid, grote diepte bevatten weinig waterplanten), maar nu juist de veel voorkomende ‘gemiddelde’ situaties (voedselrijke langzaam stromende midden- of benedenloop in agrarisch gebied) kennen een grote onzekerheid bij het exact voorspellen van de waterplantenontwikkeling gedurende het jaar. Bijvoorbeeld door de invloed van het weer (o.a. de strengheid van de winter) kan de waterplantenontwikkeling en dan met name de piek in de biomassa en de dominantieverhoudingen tussen soorten sterk van jaar tot jaar verschillen (Bloemendaal & Roelofs, 1988).

### 2.3.1 Dimensies en lichtbeschikbaarheid

Stelregel is dat in grotere waterlopen (hydraulische straal > 20) de seizoensinvloed op plantengroei klein is en de stromingsweerstand relatief constant, terwijl in kleine waterlopen de seizoensvariatie in plantengroei veel groter is (Stephens *et al.*, 1963). Kleine langzaam stromende watergangen kunnen vaak in feite in zijn geheel tot de natte oever gerekend worden en groeien zonder onderhoud dan ook in zijn geheel dicht met helofyten, zowel vanuit de oeverzone als vanaf de bodem van de watergang. De ontwikkeling van ondergedoken waterplanten is direct gerelateerd aan de beschikbaarheid van licht op de bodem van de watergang (inverse logaritmische functie van de waterdiepte) (Dawson, 1976). Dus in diepe, troebele of beschaduwde watergangen wordt de ontwikkeling onderdrukt. De relatie tussen beschaduwing en vegetatie komt in detail ter sprake in hoofdstuk 3. De diepte is direct gerelateerd aan de diversiteit aan ondergedoken waterplanten. Watergangen met een diepte van 50-60 cm hebben de hoogste soortendiversiteit; hierboven en -onder neemt deze af (Sand-Jensen *et al.*, 1989). Overigens heeft de waterdiepte ook effect op de hergroei van waterplanten na maaien: maaien van Penseelbladige waterranonkel (*Ranunculus peltatus* var. *heterophyllus*) verminderde de biomassa met 40% bij een waterdiepte van 120 cm maar veranderde nauwelijks bij een diepte van 50-70 cm (Westlake & Dawson, 1986). De reden hiervoor was verminderde lichtbeschikbaarheid in de diepe delen, waardoor de groei geremd werd en hergroei na maaien verminderde. De omstandigheden in het ondiepere water waren beter, waardoor het de plant minder moeite koste nieuwe biomassa te ontwikkelen.

### 2.3.2 Voedselrijkdom (water en bodem)

De relatie tussen voedselrijkdom van het beekwater en de vegetatieontwikkeling is niet duidelijk gekwantificeerd: het wordt in de literatuur uitgedrukt in vegetaties van voedselarme tot zeer voedselrijke omstandigheden zonder hierbij de exacte getallenranges te geven (zie bijv. Schaminée *et al.*, 1995). De reden hiervoor is dat relatie gecompliceerd is, alleen al omdat de waterwaarden voor nutriënten niet één op één aangeven hoeveel voedingsstoffen er voor de plant aanwezig zijn. Immers, de voedselrijkdom van de bodem heeft invloed op de waterplantenvegetatie in de watergang, waardoor in de bodem wortelende soorten van voedselrijke omstandigheden in voedselarm water met een voedselrijke waterbodem toch een hoge dichtheid kunnen bereiken (Bloemendaal & Roelofs, 1988). *Tabel 2.1* geeft een indicatie van de waarden die voor beken bij de verschillende niveaus horen. In zeer voedselrijke (hypertrofe) water-

gangen ontwikkelen zich soortenarme vegetaties met een aantal tolerante, wijdverbreide en niet veeleisende soorten (de zogenaamde ubiquisten), die over het algemeen ook goed bestand zijn tegen intensiever maaaien (Haslam, 1978; Sand-Jensen *et al.*, 1989; Carr, 1998). Voorbeelden van soorten die voedselrijke watergangen domineren en een enorme biomassa produceren zijn liesgras (*Glyceria maxima*) en smalle waterpest (*Elodea nuttallii*). Kritische grenzen, waarbij een omslag in de dominantie van de ene naar de andere plantensoort optreedt, zijn voor de beekvegetatie niet bekend en vragen nader onderzoek. Wel is duidelijk dat momenteel in het agrarisch gebied op de hogere zandgronden vrijwel alle beken voedselrijk (eutroof tot hypertroof oppervlaktewater) zijn en voedselarmere situaties nog maar zeer beperkt voorkomen in - vaak in natuurgebieden gelegen - bovenloopjes die veel grondwater ontvangen.

Naast nutriënten speelt een breed scala aan andere fysisch-chemische parameters een belangrijke rol voor de plantengroei in beken, zoals alkaliniteit, saliniteit, zuurgraad en het sulfaatgehalte. Dit wordt verder behandeld bij de plantengemeenschappen van beken op pagina 35.

**TABEL 2.1** | Indeling naar voedselrijkdom (op basis van jaargemiddelde waarden in oppervlaktewater) naar Verdonschot *et al.* (1992) en de referenties hierin.

Voedselrijkdom-klasse	Totaal-P (mg/L)	Totaal-N (mg/L)
Voedselarm (oligotroof)	< 0,05	< 0,5
Matig voedselrijk (mesotroof)	0,05-0,1	0,5-1,0
Voedselrijk (eutroof)	0,1-0,2	1,0-1,5
Zeer voedselrijk (hypertroof)	> 0,2	> 1,5

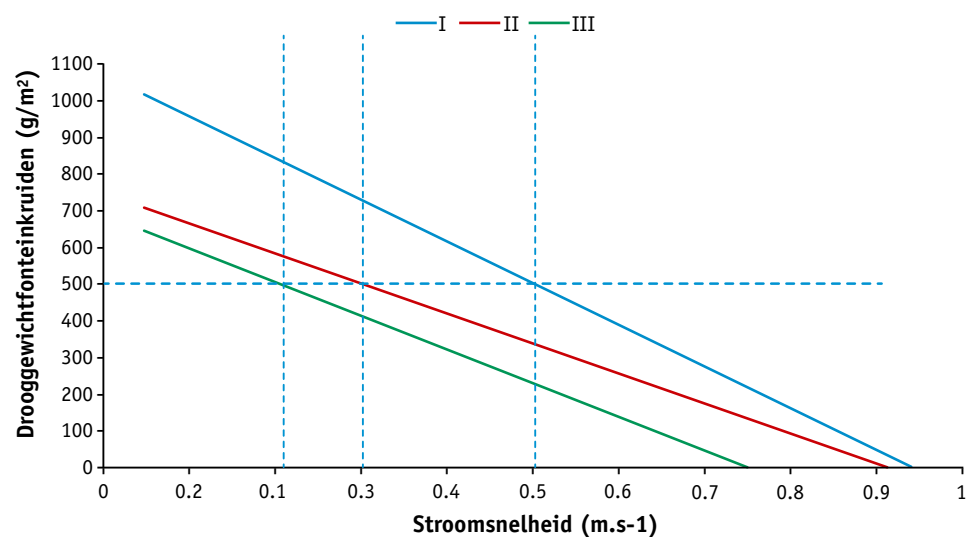
### 2.3.3 Afvoer en stroomsnelheid

Er zijn in langzaam stromende laaglandbeken vrijwel geen plantensoorten die alleen in stromend water voorkomen; het zijn planten van stilstaand water die in meer of mindere mate tolerant zijn voor stroming (Schaminée *et al.*, 1995; Verdonschot & Nijboer, 2003). Dat stroming stress oplevert voor veel van deze waterplanten blijkt uit onderzoek naar de fotosyntheseactiviteit: al bij lage stroomsnelheden (10 cm/s) neemt de fotosynthese af van gevleugeld sterrenkroos (*Callitriche stagnalis*), brede waterpest (*Elodea canadensis*), kleine egelskop, bronmos (*Fontinalis antipyretica*), gekroesd fonteinkruid (*Potamogeton crispus*), fijne waterranonkel (*Ranunculus aquatilis*) en de groene algen (*Cladophora* sp. en *Microspora* sp.) met 30-61% (Madsen *et al.*, 1993). De daling bleek vooral het gevolg van het bewegen van de bladeren, wat de fotosynthese remde. Vaak is directe mechanische stress (ombuiging van de plant) of worteling bij hoge stroomsnelheid niet zozeer het probleem in laaglandbeken, maar is dit het uitspoelen van organische slibbodem bij hogere stroomsnelheden, waardoor de plant zijn bron van voedingsstoffen verliest (Nilsson, 1987). In beken met een relatief hoge gemiddelde stroomsnelheid en een minerale bodem neemt zowel de soortenrijkdom als de bedekking met waterplanten dan ook sterk af (*Tabel 2.2*). Voor schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*) geldt bijvoorbeeld dat de biomassa met een factor 6-11 afneemt bij een toename in

stroomsnelheid van 17 tot 73 cm/s (Chambers *et al.*, 1991; (Figuur 2.4)). Daarnaast treden er verschuivingen op in de soortensamenstelling; alleen beekspecialisten zoals penseelbladige en vlottende waterranonkel (*Ranunculus fluitans*) blijven over (Riis & Biggs, 2003). Ook hoge afvoeren onderdrukken de ontwikkeling van waterplanten; in het voorjaar bijvoorbeeld met een vertraging van ca. 3 weken (Dawson *et al.*, 1978). Indien ca. > 13 piekafvoeren optreden (overschrijding mediane jaarafvoer > factor 4) worden waterplanten sterk onderdrukt (Riis & Biggs, 2003).

**TABEL 2.2** | De relatie tussen de samenstelling van de beekvegetatie en de gemiddelde stroomsnelheid onder voedselrijke omstandigheden (Nilsson 1987, Henriques, 1987; Chambers *et al.*, 1991; Madsen *et al.*, 1993; Riis & Biggs, 2003; Verdonschot & Nijboer, 2004).

Stroomsnelheid (cm/s)	Respons waterplanten
2-10	Remming fotosynthese-activiteit door bewegende bladeren
20	Start afname biomassa boven- en ondergronds
30	Omslagpunt, waarna totale waterplantenbiomassa sterk afneemt
40-60	Dominantie van stromend water-specialisten (waterranonkels), andere soorten ontbreken vrijwel
> 80	Waterplanten zeer schaars



**FIGUUR 2.4** | Relatie tussen drooggewicht biomassa fonteinkruiden (o.a. *Potamogeton pectinatus*, *P. crispus* en *Zannichellia palustris*) en de stroomsnelheid op drie plekken (I-III) in een rivier, waarbij in dit geval een waarde vanaf 500 g/m<sup>2</sup> leidt tot dichtgroei van de watergang (Chambers *et al.*, 1991). De verschillen tussen de lijnen worden waarschijnlijk veroorzaakt door de omstandigheden ter plekke, zoals verschillen in voedselrijkdom of vraat.

## 2.4 OVERZICHT PLANTENGEMEENSCHAPPEN IN BRABANTSE BEKEN ONDER REFERENTIE- EN GEDEGRADEERDE OMSTANDIGHEDEN

Twee factoren zorgen ervoor dat de vegetatie in een beek permanent in een pionierstadium is en er geen duidelijke successiereksen te onderscheiden zijn: stroming en het maaibeheer. Optimaal ontwikkeld hebben laaglandbeekvegetaties een hoge soortenrijkdom, waarbij de plantensoorten pleksgewijs in een mozaïek voorkomen, afgewisseld door delen met kale bodem/open water. Schaminee *et al.* (1995) onderscheidde een aantal plantengemeenschappen die in beken van de KRW-typen R3 t/m R6 aan te treffen zijn (Figuur 2.5, zie pag. 37).

In beken van de KRW-typen R3, R4 en R5 komt onder referentieomstandigheden de Associatie van waterviolier en sterrenkroos (*Callitricho-Hottonietum*) en de Associatie van teer vederkruid (*Callitricho-Myriophylletum alterniflori*) voor. Deze plantengemeenschappen hebben helder, zuurstofrijk, voedselarm tot matig voedselrijk en zacht tot matig hard water nodig om zich te ontwikkelen. Deze associaties hebben momenteel dan ook weinig ontwikkelingskansen in agrarische gebieden, omdat het water te rijk aan P en een te hoge hardheid heeft. Landbouwinvoer heeft tot gevolg gehad dat deze associaties vervangen zijn door soortenarme vegetaties met dominantie van sterrenkroos, haarfonteinkruid (*Potamogeton trichoides*), smalle waterpest of gedoornnd hoornblad (*Ceratophyllum demersum*).

In onbeschaduwde, ondiepe (< 0,3 m) beken domineert de Associatie van egelskop en pijlkruid (*Sagittario-Sparganietum*). Deze vegetatie hoort 'van nature' in laaglandbeken thuis; kleine egelskop en pijlkruid (*Sagittaria sagittifolia*) zijn bijvoorbeeld goed bestand tegen stroming. Deze associatie ontwikkelt zich optimaal bij matig voedselrijke omstandigheden, waarbij pijlkruid meer naar de voorgrond treedt t.o.v. egelskop. Maaien en veel licht stimuleren deze begroeiing. De combinatie stagnatie, eutrofiëring en/of organische belasting en het stoppen met maaien leidt tot een overgang naar een soortenarme gemeenschap met liesgras. In voedselrijke benedenlopen en riviertjes (R5, R6), dus wateren met grotere dimensies, komt onder referentieomstandigheden de Associatie van doorgroeid fonteinkruid (*Ranunculo fluitantis-Potametum perfoliati*) voor. Eutrofiëring en organische belasting hebben een verarming van deze associatie tot gevolg en leidt tot het ontstaan van de bovengenoemde soortenarme gemeenschappen met dominantie van sterrenkroos, haarfonteinkruid en smalle waterpest. Het wegvallen van stroming leidt in de watergang tot een overgang naar stilstaand water associaties zoals de Watergentiaan-associatie en bij toenemende ophoping van organisch materiaal de Associatie van witte waterlelie en gele plomp. In de oeverzone kan bij steil aflopende oevers bij stagnatie of zeer lage stroomsnelheid de Riet-associatie tot ontwikkeling komen. Is de stroomsnelheid hoger en/of de oever flauw dan komt hier dezelfde oeverbegroeiing voor als bij watergangen met kleinere dimensies (Associatie van egelskop en pijlkruid of liesgras-dominantie).

Tenslotte is een andere 'natuurlijke' gemeenschap in de kleinere beken de Associatie van vlottende waterranonkel (*Callitricho hamulatae-Ranunculium fluitans*), welke voorkomt in matig voedselrijke, heldere snel stromende beken. In vergelijking met voorgaande plantengemeenschappen is deze strikt gebonden aan stromend water. Deze in Nederland zeer zeld-

zame gemeenschap is meer kenmerkend voor de typen R13, R14 en R15, maar wordt ook in bijvoorbeeld de Tongelreep (R5) gevonden.

## 2.5 WANNEER EN HOE VAAK MAAIEN?

Het tijdstip van maaien en de frequentie hiervan is van invloed op de aangroei van de vegetatie na maaien. Daarnaast heeft het een grote invloed op de verhoudingen tussen plantensoorten als gevolg van beïnvloeding van de competitie binnen de plantengemeenschap. Omdat maaien van een watergang ecologisch gezien een rigoureuze ingreep is, kan dit problemen opleveren voor andere ecologische waarden (bijv. Flora en Faunawet-soorten en de ontwikkeling van specifieke waterplantenvegetaties (bijv. zoals beschreven in KRW maatlaten), waardoor altijd een afweging gemaakt moet worden tussen het doel en de eventuele effecten hiervan.

### 2.5.1 Maaitijdstip

In Nederland start het groeiseizoen in april en is de biomassa het hoogst eind augustus (Zuidam, 2013). De meest optimale maaimomenten hangen af van de bodemsoort en het vegetatietype en verschillen sterk van soort tot soort als gevolg van verschillen in levensstrategieën (Best, 1994). Regel is dat voor in de bodem wortelende vegetatie de aangroei lager is wanneer wordt gemaaid op het moment dat de ondergrondse reserves van de planten op hun laagst zijn, dus net voor of op de piek van de bovengrondse biomassa (voor veel soorten in juli-augustus; Linde *et al.*, 1976; Bal, 2008).

Maaischema's kunnen hierop worden afgestemd; door gedurende een aantal jaren op deze momenten te maaien worden de planten steeds verder uitgeput (Tabel 2.3, pag. 37).

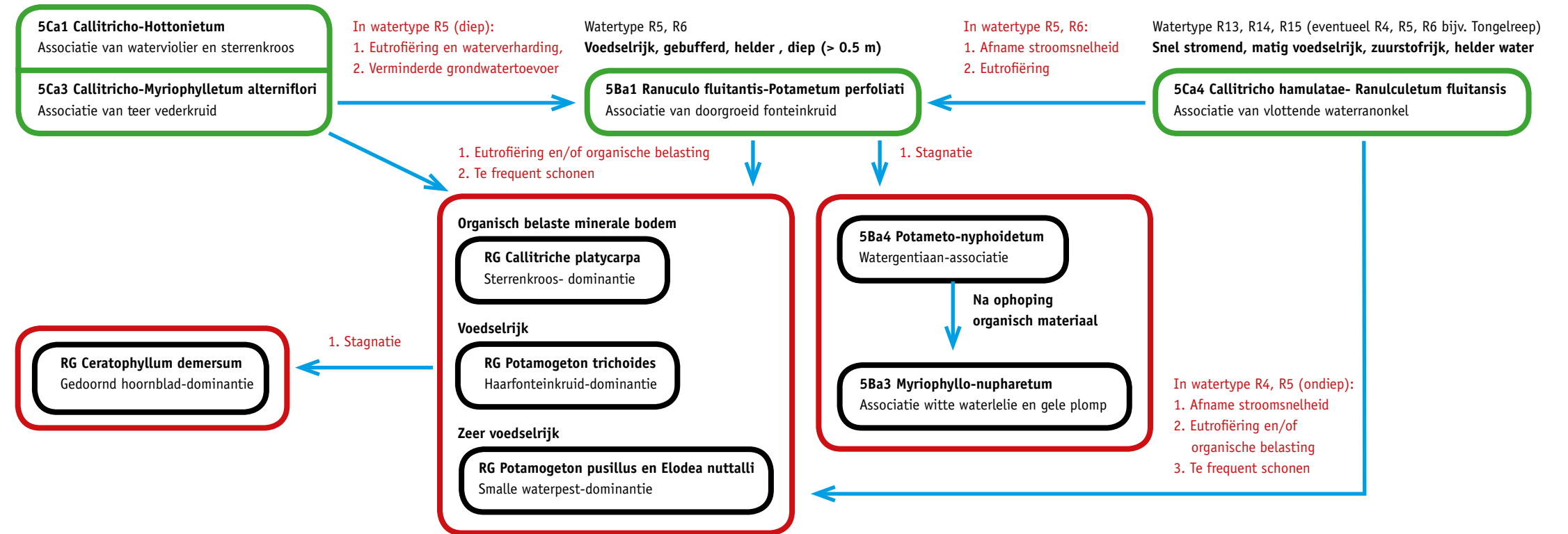
Wordt er vroeg in het groeiseizoen gemaaid (grofweg mei-juni) in voedselrijke wateren, dan zijn de meeste soorten in staat snel te regenereren of wordt de aanmaak van nieuwe scheuten zelfs gestimuleerd en is de biomassa binnen 3 tot 5 weken weer terug op het oude niveau (Bal *et al.*, 2006). Soorten die regenereren uit plantfragmenten en ook nog eens snelle groeiers zijn, zoals kleine waterpest (*Elodea nuttallii*), grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) en sterrenkroos (*Callitriche* sp.) worden zelfs sterk bevoordeeld wanneer ze tijdens hun groeiperiode worden gemaaid, omdat alle overgebleven fragmenten uitgroeien tot nieuwe planten (Lina, 1977; Nichols & Shaw, 1986; Barrat-Segretain *et al.*, 1996; Baatrup-Pedersen & Riss, 2004; Di Nino *et al.*, 2005; Vernon & Hamilton, 2011).

Omgekeerd, wanneer een bepaalde plantensoort behouden moet worden in een watergang is de timing van maaien ook van groot belang. Voor planten die bijvoorbeeld winterknoppen (turionen) maken en niet in staat zijn te regenereren uit plantfragmenten (de meeste fonteinkruiden), kan maaien voordat de knoppen gevormd zijn leiden tot het verdwijnen van de plant, zoals aangetoond voor tenger fonteinkruid (*Potamogeton pusillus*) (Kadono, 1984; Barrat-Segretain *et al.*, 1996). Deze soorten worden bij voorkeur gemaaid nadat de reproductie is afgerond, dus in het najaar (oktober) (Ebberts *et al.*, 1995).

## PLANTENGEMEENSCHAPPEN VAN DE WATERKOLOM

Watertype R3, R4, R5

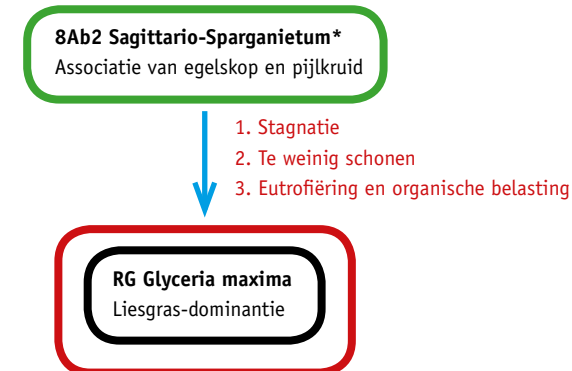
Voedselarm tot matig voedselrijk, helder, zuurstofrijk, zwak gebufferd water



## PLANTENGEMEENSCHAPPEN VAN DE OEVERZONE (R5, R6) OF TOTALE WATERGANG IN ONDIEPE EN/OF LANGZAAM STROMENDE SYSTEMEN (R3, R4, R5)

Watertype R3, R4, R5, R6 oeverzone

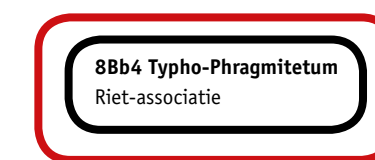
(Matig) voedselrijk, ondiep water (enkele dm), basenrijk, lichte standplaats, schonen noodzakelijk



\* Veel sulfaat en droogval stimuleert dominantie *Sparganium erectum* t.o.v. *S. emersum* en *Sagittaria sagittifolia*

Watertype R5 benedenloop, R6 oeverzone

Stagnant, meso- tot eutroof, dikke sapropeliumlaag, diep (> 0,5 m)



FIGUUR 2.5 | Plantengemeenschappen ('natuurlijk'/referentie groen; gedegradeerd rood) in Brabantse beken op basis van indeling Schaminée *et al.* (1995). Overgangen tussen gemeenschappen zijn aangegeven met pijlen en de belangrijkste sturende milieufactoren worden per type gegeven.

**TABEL 2.3 |** Timing en frequentie van maaien (nr. geeft maaibeurt in jaar aan) voor een aantal in beken talrijke soorten inclusief alternatieve beheersvormen als vervanging voor maaien Bron: 1. CAPM-CEH, 2004; 2. Sabbatini & Murphy, 1996; 3. Dawson 1976; 4. Westlake & Dawson, 1986; 5. Best, 1994; 6. Di Nino et al., 2005; 7. Nicholson, 1981; 8. Cooke et al., 1986; 9. Nichols, 1991; 10. Bal et al., 2006; 11. van Zuidam, 2013; 12. Schaminée et al., 1995; 13. Pot, 2000; 14. Jacot-Guillarmod, 1977; 15. Nehring & Kolthoff, 2011 .

### 2.5.2 Maai frequentie

Wanneer een bepaalde plantensoort overlast veroorzaakt in een watergang, moet een maai-frequentie toegespitst op de biologie van die soort worden toegepast, gericht op uitputting van de planten (Tabel 2.3, pag. 40). Regelmatig maaien heeft echter een belangrijke invloed op de plantengemeenschap in waterlopen (Pot, 1993; Best, 1994; Baattrup-Pedersen et al., 2002). Over het algemeen neemt de soortenrijkdom af wanneer een watergang jaarlijks of frequenter wordt gemaaid (Wile, 1978; Nicholson 1981; Baattrup-Pedersen et al., 2003; Peeters 2005), maar ook het tegendeel is aangetoond (Rawls, 1975; Engel 1990). Frequent maaien houdt vegetaties in vroege successiestadia, die gedomineerd worden door een beperkt aantal soorten die snel koloniseren en groeien (Grime, 1979). Competitief-ruderale soorten (Grime et al., 1988) met snelle groei, efficiënte dispersie en relatief ongevoelig voor verstoring, zoals kleine egelskop (*Sparganium emersum*), lisdodde (*Typha* sp.), brede en smalle waterpest (*Eloдея canadensis* en *E. nuttallii*), sterrenkroos (*Callitriche* sp.), grote waterranonkel (*Ranunculus peltatus*), aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) en grof hoornblad (*Ceratophyllum demersum*) hebben voordeel bij het intensieve maaibeheer (Dawson, 1976; Sharma & Gopal, 1977; Sharma, 1978; Johnson & Bagwell, 1979; Eaton & Freeman, 1982; Pot, 1993; Sabbatini & Murphy, 1996; Riis et al., 2000). Competatieve soorten zijn gevoeliger voor meerdere malen per jaar maaien, zoals diverse fonteinkruiden (*Potamogeton* sp.) (Barrat-Segretain et al., 1996; Sabbatini & Murphy, 1996; Baattrup-Pedersen et al., 2002).

### 2.5.3 Maaitechniek

Maaionderhoud betekent altijd het zoeken naar een balans tussen het effectief schonen van de watergang en het voorkomen van schade aan de fauna. Deze schade kan direct zijn, via het doden of verwonden van vissen en andere organismen met de bewegende delen van het materieel of door de dieren op de kant te zetten met het plantenmateriaal. Ook indirect kan maaionderhoud schade veroorzaken; wanneer de waterbodem wordt omgewoeld leidt dit tot vertroebeling en daarmee samenhangend verrijking met nutriënten en een sterke daling van de zuurstofbeschikbaarheid. Dit laatste kan in het zomerhalfjaar tot sterfte leiden onder de fauna. In stagnante delen waar kroos voorkomt, kan het omwoelen van het sediment zorgen voor het explosief kiemen van in het sediment opgeslagen kroos-propagulen (Zuidam, 2013).

### Doorbreken van dominantie van (soort)

### Maaimoment (nummer geeft maaibeurt in jaar aan, 1 x in aangegeven periode)

### Alternatieve effectieve beheersvorm

### Bron

Doorbreken van dominantie van (soort)	Maaimoment (nummer geeft maaibeurt in jaar aan, 1 x in aangegeven periode)													Alternatieve effectieve beheersvorm								Bron
	j	f	m	a	m	j	j	a	s	o	n	d	Eutrofiëring verminderen	Organische belasting verminderen	(Zwaar) beschaduwen	Niet maaien	Baggeren	Stroming verhogen/peilbeheer	Waterdiepte vergroten	Handmatig verwijderen (eventueel nalopen water na mechanisch beheer)		
Watereppe ( <i>Berula erecta</i> )					1	1			2	2					x				x			1
Sterrenkroos ( <i>Callitriche</i> sp.)							1	1	1					x	x							1, 2
Waterranonkel ( <i>Ranunculus</i> sp.)																x						3, 4
Waterpest ( <i>Eloдея nuttallii</i> )		1	1		2	2							x		x							1, 5, 6
Aarvederkruid ( <i>Myriophyllum spicatum</i> )																x	x					7, 8, 9
Gekroesd fonteinkruid ( <i>Potamogeton crispus</i> )								1	1	1					x							1
Haarfonteinkruid ( <i>Potamogeton trichoides</i> )															x	x						12
Drijvend fonteinkruid ( <i>P. natans</i> )									1	1					x							1
Schedefonteinkruid ( <i>P. pectinatus</i> )									1	1	1				x							1, 10
Riet ( <i>Phragmites australis</i> )							1	1							x			x				1
Lisdodde ( <i>Typha angustifolia</i> )							1	1							x			x				1
Kleine egelskop ( <i>Sparganium emersum</i> )						1	1								x		x		x			1
Grote egelskop ( <i>Sparganium erectum</i> )						1	1	1							x		x	x	x			1
Lies- en vlotgras ( <i>Glyceria maxima</i> , <i>G. fluitans</i> )					1		2		3				x	x	x		x	x	x			1, 5
Kroos (Lemniden)															x			x				11
Grote waternavel ( <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> )						1							x	x		x*)				x		13
Parelvederkruid ( <i>Myriophyllum aquaticum</i> )																x*)				x		14
Waterteunisbloem ( <i>Ludwigia grandiflora</i> )																x*)				x		15

\*) Niet maaien in verband met de eigenschap dat fragmenten opnieuw uitlopen, maar bij grote bedekking vaak onvermijdelijk

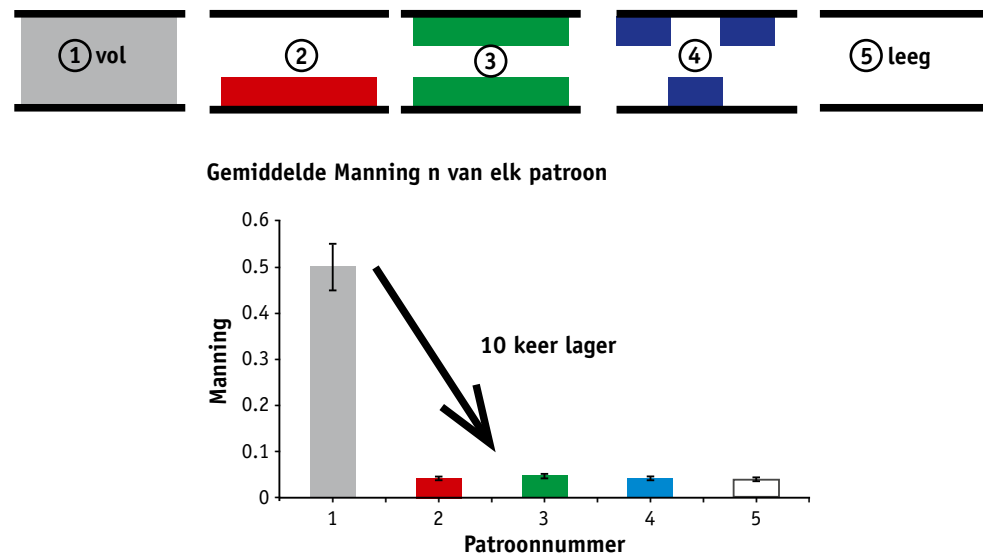
Een aantal voor- en nadelen van verschillende maaimethoden die worden toegepast in stromende wateren wordt gegeven in [tabel 2.4](#).

Wanneer het materieel zo bediend wordt dat de vegetatie op 10 centimeter boven de bodem afgemaaid wordt, wordt gezien als een goede balans tussen effectiviteit en ecologie (Peeters *et al.*, 2014). De maaikorf bleek bijvoorbeeld op over een periode van drie meetjaren een relatief klein effect op de vegetatie te hebben: slechts 16% van de 136 onderzochte soorten bleek positief of negatief te worden beïnvloed (Best, 1994), bij de rest waren geen verschillen in bedekking waarneembaar.

Minder dicht bij de bodem en met een lagere snelheid maaien ten behoeve van de fauna heeft als keerzijde dat de hergroei van planten die problemen veroorzaken in de watergang ook sneller verloopt. Het maaien vlak boven de bodem is namelijk effectiever dan het maaien hoger langs de stengel (Livermore & Koegel, 1979; Cooke *et al.*, 1986, Zuidam & Peeters, 2012) omdat het voor een grotere teruggang in biomassa zorgt. Soorten als aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) kunnen zelfs beter dieper in het slib worden gemaaid omdat daarmee de wortelknopen worden verstoord (Cooke *et al.*, 1986).

## 2.6 EFFECT VAN VERSCHILLENDE MAAIPATRONEN OP STROMINGSWEERSTAND

De patronen in de vegetatie zijn van invloed op de grootte van de stromingsweerstand, de zogenoemde Manning weerstandterm ( $n$ ). Bal *et al.* (2011) onderzocht experimenteel het effect van verschillende vegetatiepatronen (*Callitriche* sp.) op de stromingsweerstand ([Figuur 2.6](#)), waarbij configuratie 2, 3 en 4 in de figuur allemaal een bedekking van 19% hadden en



**FIGUUR 2.6** | Schematisch bovenaanzicht van de vegetatiepatronen gehanteerd in de studies van Bal *et al.* (2011) en Meire *et al.* (2014).

**TABEL 2.4** | Enkele voor- en nadelen van verschillend maaimaterieel.

Materieel		Positief	Negatief
Boot	Maaibalk/ t-maaier	<ul style="list-style-type: none"> <li>Alleen een balk, dieren kunnen makkelijk ontsnappen. 10 cm boven bodem afgesteld is optimaal; leidt tot minder hergroei en geen vertroebeling.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Afgesneden vegetatie moet nauwkeurig verwijderd worden om rotting en verspreiding ongewenste plantfragmenten (o.a. sterrenkroos) te voorkomen</li> <li>Bij onvoldoende waterdiepte opwoeling sediment door motoren boot, met als gevolg vertroebeling, nutriëntenverrijking en zuurstofloosheid.</li> </ul>
Boot	Sleepmes of veegmes	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bij aarvederkruid en kleine egelskop blijkt het omwoelen van de bodem (= baggeren) te leiden tot minder hergroei.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Wordt over bodem getrokken waardoor bodem wordt omgewoeld en daarmee daalt het zuurstofgehalte, dit kan bij onvoldoende waterdiepte ook plaatsvinden door motoren boot.</li> </ul>
Kraan	Maaikorf	<ul style="list-style-type: none"> <li>Dieren kunnen ontsnappen door spijlen</li> <li>Plantenmateriaal kan hoog op de oever worden gedeponerd</li> <li>Mits tenminste 10 cm boven bodem geen vertroebeling e.d.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Dieren kunnen tussen grote hoeveelheden maaisel blijven hangen en op de kant gedeponerd worden</li> <li>Waterplanten op de kant (na aantal dagen) moeten worden verwijderd.</li> </ul>
Tractor kraan	Maaï-hark combinatie	<ul style="list-style-type: none"> <li>Bij o.a. aarvederkruid en kleine egelskop leidt omwoelen bodem tot minder hergroei.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hoge snelheid geeft dieren minder kans draaiende of snijdende delen te ontwijken</li> <li>Opwoeling sediment door snel ronddraaiende hark</li> <li>Waterplanten op de kant moeten worden verwijderd.</li> </ul>
Tractor kraan	Flexi-bodemmes/ A3-bodemmes	<ul style="list-style-type: none"> <li>Volledig open frame, waardoor water- of landfauna makkelijk kan ontsnappen.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Voldoende stroming nodig om vegetatie af te laten drijven tot drijf-balk.</li> <li>Afgesneden vegetatie moet hier nauwkeurig verwijderd worden om rotting en verspreiding ongewenste plantfragmenten (o.a. sterrenkroos) te voorkomen.</li> </ul>

een vergelijkbare biomassa. De Manning n van een volledig met planten gevulde goot (1) was veel hoger (ca. 10 maal) dan in de andere situaties. De Manning n van een volledig lege goot is daarentegen maar een fractie lager in vergelijking met de configuraties 2-4 met 19% bedekking (Meire *et al.*, 2014). Dit experiment laat zien dat het in deze situatie voor de waterafvoer relatief weinig uitmaakt wanneer er in de oever vegetatieblokken gespaard worden. Vegetatiepatroon 3 bleek iets meer weerstand te genereren dan 2, als gevolg van het creëren van een hydraulische bottleneck, waarbij de stroomsnelheidsverhoging in het smalle middengeultje niet volledig kan compenseren voor het verlies aan doorstroomd oppervlak, waardoor het waterniveau stijgt.

**TABEL 2.5** | Opstuwung bij verschillende maaipatronen (Vereecken *et al.*, 2006).

Patroon nr.	Waterstands-daling (cm/m)	Gemiddeld % reductie in waterstands-daling opzichte van patroon R1	Gemiddeld Manning-n getal ( $s/m^{1/3}$ )	Gemiddeld % reductie in Manning-n in vergelijking met patroon R1	Gemaaid (%)
R1	0,376	0	0,27196	0	33
1	0,362	4	0,26467	3	40
2	0,229	40	0,19811	27	40
3	0,153	60	0,15778	42	42
4	0,102	74	0,12417	54	50
5	0,066	82	0,102	62	57
6	0,081	79	0,10967	0	58
R2	0,008	97	0,03644	87	100

Elk vakje correspondeert met een houten bak (lengte 0,75 m, breedte 0,50 m en hoogte 0,08 m). Gevulde vakjes bevatten waterplanten, lege cellen zijn gemaaid. In vet zijn de alternerende patronen aangegeven. Accolades geven aan dat er geen significante verschillen zijn in Manning-n getal tussen de patronen

Ook Vereecken *et al.* (2006) toonden aan dat de opstuwung afneemt bij alternerende maaipatronen (Tabel 2.5); de bedekkingspercentages van de vegetatie varieerden tussen 42% en 77% en de waarden voor Manning's n tussen 0.008 (geen obstructie) en 0.367 (volledige obstructie).

Baatstrup-Pedersen & Riss (2004) lieten zien dat herhaald maaaien in smalle geulen niet tot veranderingen in de soortensamenstelling leidt. Beide studies zijn uitgevoerd in uniforme

experimentele waterlopen. Bal *et al.* (2011) merkt op dat de aangetroffen significante verschillen tussen vegetatiepatronen in de praktijk echter minder relevant zullen zijn, aangezien weerstandswaarden gemeten in het veld variëren tussen  $0.05 s/m^{1/3}$  en  $2.25 s/m^{1/3}$  (Green, 2006; Bal & Meire, 2009; De Doncker *et al.*, 2009), waarbij geen problemen met overstromingen optraden. Overigens moet worden opgemerkt dat het maaien van vegetatiepatronen mogelijk wel van invloed kan zijn op erosie- en sedimentatieprocessen in stromende wateren.

## 2.7 CONSEQUENTIES MAAIEN VOOR FAUNA

Ondanks dat maaien het beekecosysteem verstoort, kan het tegelijkertijd ook zorgen voor een verhoogde biodiversiteit. Dit wordt in de ecologie de 'intermediate disturbance hypothesis' (Connell, 1978) genoemd, waarbij de biodiversiteit optimaal is bij enige mate van verstoring.

1.) Te weinig of een te kleinschalige verstoring (maaien) leidt tot het dichtgroeien van de watergang en meestal een dominantie van een of enkele plantensoorten (o.a. sterrenkroos, liesgras, smalle waterpest, kleine egelskop). Hiermee wordt het beekmilieu sterk gehomogeniseerd. De variatie aan substraten verdwijnt grotendeels door het neerslaan van slib tussen de planten door een verminderde stroomsnelheid en het zuurstofgehalte van het water daalt. Alleen soorten aangepast aan deze omstandigheden kunnen hierin overleven, de soortenrijkdom is laag.

2.) Te veel of grootschalige verstoring leidt tot het andere uiterste; een constante pioniersituatie. Het telkens verwijderen van de vegetatie leidt tot een lage plantenbiomassa en is beperkt tot soorten die in staat zijn snel terug te groeien na het maaien. Onder voedselrijke omstandigheden kunnen draadalgen gaan domineren, omdat deze profiteren van de verminderde concurrentie van de planten. Het gebrek aan structuur in de watergang leidt tot een lage substraatvariatie, omdat de variatie in stroomsnelheid tussen de vegetatie grotendeels ontbreekt. Wederom leidt tot een relatief lage biodiversiteit.

3.) Een matig niveau van verstoring (bijvoorbeeld gefaseerd maaien) geeft een situatie die tussen beide extremen in ligt en zo mogelijkheden biedt voor een breed scala aan soorten, omdat het leidt tot de grootste variatie aan substraten en vegetatiestructuren in de beek. Maaien is dus niet per definitie slecht voor een beek, maar waar precies het optimum ligt wat betreft maaifrequentie en de randvoorwaarden hierbij (voedselrijkdom, stroomsnelheid) zijn niet bekend.

Uit onderzoek blijkt dat de impact van een maaibeurt op macrofauna vooral direct na de ingreep te meten is, maar zich weer snel herstelt zolang er vegetatie(restanten) achterblijven (Beltman, 1987; Monahan & Caffrey, 1996). Deze fungeren als een refugium en vormen de bron van waaruit de watergang weer gekoloniseerd wordt. Het laten staan van plukken of blokken vegetatie is daarom gunstig voor de macrofauna. Echter, homogenisatie van de vegetatie, bijvoorbeeld wanneer door te frequent maaien vegetatief vermeerderende planten als smalle waterpest gaan domineren, heeft negatieve consequenties voor de macrofaunadi-

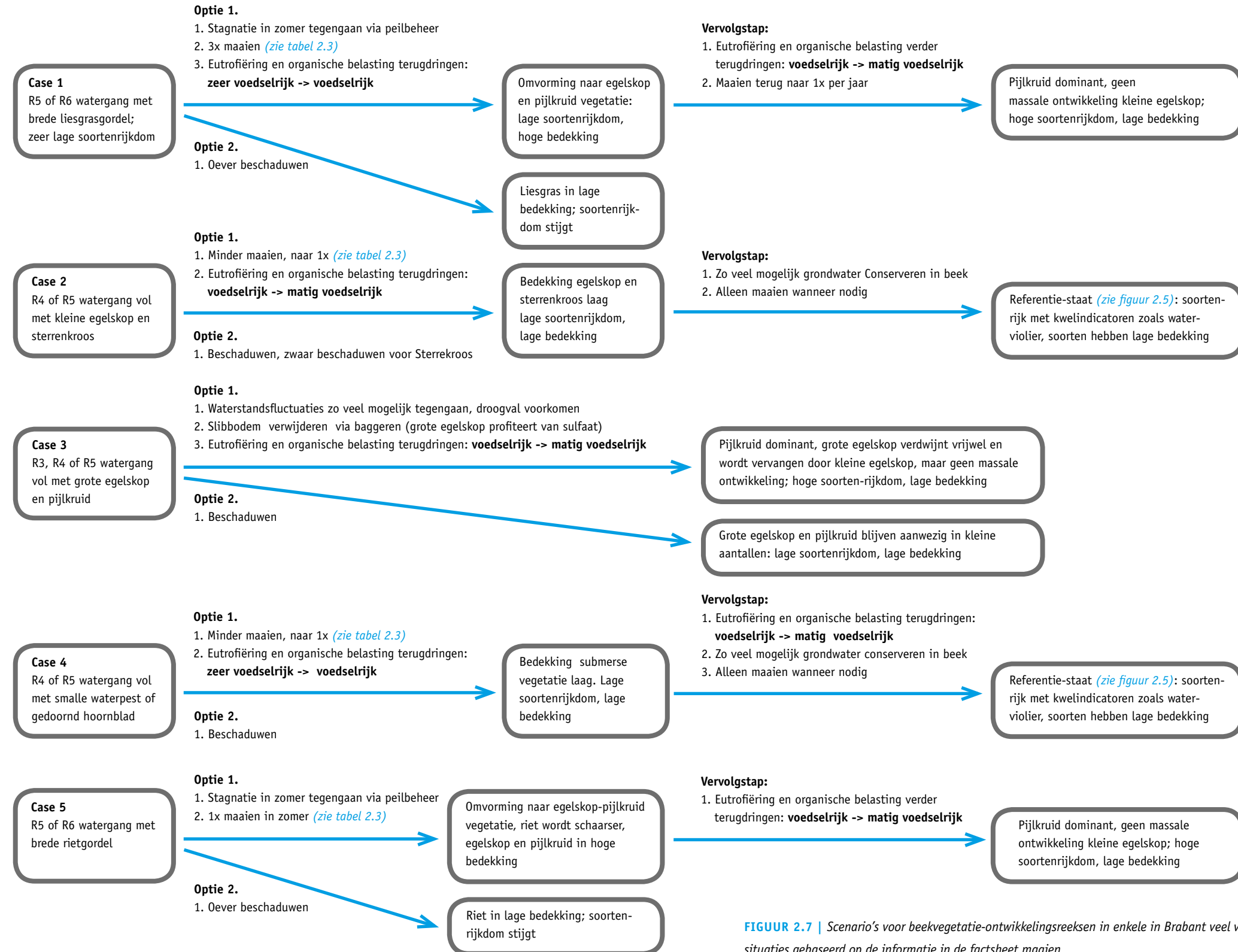
versiteit (Beltman, 1987). Een deel van de macrofauna heeft namelijk een sterke voorkeur voor specifieke groeivormen van planten. Stromingsminnende soorten zijn veel vaker te vinden op planten met een open structuur en stevige stengels, zoals drijvend fonteinkruid, dan op dichte bossen met slappe stengels en bladeren zoals sterrenkroos. Niet het maaien zelf, maar het effect van maaien op het vegetatietype is dus vooral sturend voor de macrofaunalevensgemeenschap.

Hoe het maaien van vegetatie in beken de visfauna beïnvloedt is niet duidelijk; kwantitatieve gegevens ontbreken in de literatuur. Naast de kans op directe verstoring en mechanische beschadiging (op de kant scheppen van vissen die verstrikt zijn geraakt in maaisel, of verwonden/doden met maaimessen) lijkt het erop dat de grootste effecten op vis indirect zijn. Hierbij moet gedacht worden aan verlaging van het zuurstofgehalte van het water door de opwoeling van sediment en daarmee de afgifte van voor vissen toxische verbindingen (bijv. nitriet) en een afname schuilmogelijkheden en het verdwijnen van biomassa aan prooidieren (de waterplantengebonden macrofauna) door verwijderen waterplanten (Crombaghs *et al.*, 2000). Echter, net zoals bij macrofauna geldt dat wanneer een matige verstoring zorgt voor structuur en substraatvariatie dit weer gunstig is voor de visfauna.

## 2.8 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Het afstemmen van maaitijdstip en maai frequentie op de soort of gemeenschap die problemen veroorzaakt leidt tot een veel efficiëntere biomassareductie dan maaien gebaseerd op de complete waterplantenvegetatie. Omgekeerd kan het maai-beheer ook worden afgestemd op het behoud van soorten, door nu juist op de voor de soort minst kritische momenten te maaien. Het blijkt dat er grote verschillen zitten tussen planten (tabel 2.3) in het tijdstip in het jaar waarop planten sterk reageren op onderhoud. Kennis van enerzijds de biologie van de planten en anderzijds een goed beeld van de verspreiding van soorten binnen beheersgebieden is dus essentieel voor effectief onderhoud. In figuur 2.7 wordt een overzicht gegeven hoe in de Brabantse beken via beheer 'probleemvegetaties' kunnen worden omgevormd.

Onderhoud kan daarnaast op termijn verminderd worden via ingrijpen op de stuurfactoren stroming en licht. Hiermee kan een grote waterplantenbiomassa-reductie bereikt worden. Ten eerste door te sturen op een verhoging van de gemiddelde stroomsnelheid in de waterloop en het voorkomen van stagnatie in de zomer via bijvoorbeeld profielaanpassingen (tweefasenprofiel), het toelaten van verlanding van delen van overgedimensioneerde waterlopen waardoor het water meer geconcentreerd door een kleine loop stroomt en een peilbeheer gericht op het bereiken van zo veel mogelijk waterbeweging. Stelregel is *des te hoger de stroomsnelheid, des te minder waterplantenontwikkeling*. Ten tweede door het stimuleren van houtopslag langs de beek. *Beschaduwning reduceert de biomassa van vrijwel alle overlast veroorzakende soorten sterk* en is vaak veel effectiever dan maaien. Tenslotte is het ook belangrijk te streven naar zo laag mogelijke nutriëntengehalten in de beek.



FIGUUR 2.7 | Scenario's voor beekvegetatie-ontwikkelingsreeksen in enkele in Brabant veel voorkomende situaties gebaseerd op de informatie in de factsheet maaien.



## 2.9 LITERATUUR

- Baatrup-Pedersen, A., & Riis, T. (2004). Impacts of different weed cutting practices on macrophyte species diversity and composition in a Danish stream. *River Research and Applications*, 20(2), 103-114.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S. E., & Riis, T. (2003). Composition and richness of macrophyte communities in small Danish streams-influence of environmental factors and weed cutting. *Hydrobiologia*, 495(1-3), 171-179.
- Baatrup-Pedersen, A., Larsen, S. E., & Riis, T. (2002). Long-term effects of stream management on plant communities in two Danish lowland streams. *Hydrobiologia*, 481(1-3), 33-45.
- Bakry, M., Gates, T. & Khattab, A., 1992. Field-measured hydraulic resistance characteristics in vegetation-infested channels. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 118(2), 256-274.
- Bal, K., Struyfa, E., Vereecken, H., Viaene, P., De Doncker, L. de Deckere, E., Mostaert, F. & Meire, P. (2011). How do macrophyte distribution patterns affect hydraulic resistances? *Ecological Engineering* 37, 529-533.
- Bal, K. & Meire, P. (2009). The influence of macrophyte cutting on the hydraulic resistance of lowland rivers. *Journal of Aquatic Plant Management* 47, 65-68.
- Bal, K. (2008). Interactions between macrophyte ecology and hydraulic functioning of lowland rivers. Antwerpen University, PhD thesis.
- Bal, K. D., Van Belleghem, S., De Deckere, E., & Meire, P. (2006). The re-growth capacity of sago pondweed following mechanical cutting. *Journal of Aquatic Plant Management*, 44, 139-141.
- Barrat-Segretain, M. H. (1996). Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: a review. *Vegetatio*, 123(1), 13-37.
- Beltman, B. (1987). Effects of weed control on species composition of aquatic plants and bank plants and macrofauna in ditches. *Hydrobiological Bulletin* 21:171-179.
- Best, E. P. H. (1994). The impact of mechanical harvesting regimes on the aquatic and shore vegetation in water courses of agricultural areas of the Netherlands. *Vegetatio*, 112(1), 57-71.
- Bloemendaal F.H.J.L. & Roelofs, J.G.M. (1988). *Waterplanten en waterkwaliteit*. KNNV uitgeverij, Utrecht.
- CAPM-CEH (2004) Aquatic plant management datasheets: [http://www.ceh.ac.uk/sci\\_programmes/aquaticplantmanagement.html](http://www.ceh.ac.uk/sci_programmes/aquaticplantmanagement.html). Wallingford.
- Carr, G. M. (1998). Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. *Freshwater Biology*, 39(3), 525-536.
- Champion, P.D. & Tanner, C.C. (2000). Seasonality of macrophytes and interaction with flow in a New Zealand lowland stream. *Hydrobiologia* 441, 1-12.
- Connell, J.H. (1978). Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Cooke, G.D., Martin, A.B. & Carlson, R.E., 1990. The effect of harvesting on macrophytes regrowth and water quality in LaRue Reservoir. Ohio. *J. Iowa Acad. Sci.* 97, 127-132.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. and Newroth, P.R. (1986). *Lake and Reservoir Restoration*. Butterworths, Boston.
- Costa, H.H. (1967). Responses of *Gammarus pulex* (L.) to modified environment. III. Reactions to low oxygen tensions. *Crustaceana* 13: 175-189.
- Crombaghs, B.H.J.M., Akkermans, R.W., Gubbels, R.E.M.B., Hoogerwerf, G. (2000). *Vissen in Limburgse beken. De verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg*. Stichting natuurpublicaties Limburg, Maastricht.
- Dawson, F.H. (1988) Water flow and the vegetation of running waters. P. 283-309. In: Symoens, J.J. (ed.) *Vegetation of inland waters. Handbook of vegetation science*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Dawson, F. H. & W. N. Robinson (1984). Submersed macrophytes and the hydraulic roughness of a lowland chalkstream. *Verh. int. Ver. Limnol.* 22: 1944-1948.
- Dawson, F.H., Castellano, E. and Ladle, M., (1978). The concept of species succession in relation to river vegetation and management. *Verb. Int. Ver. Theoret. Angew. Limnol.* 20: 1451-1456.
- Dawson, F. H. (1976). The annual production of the aquatic macrophyte *Ranunculus penicillatus* var. *calcareus* (RW Butcher) CDK Cook. *Aquatic Botany*, 2, 51-73.
- De Doncker, L., Troch, P., Verhoeven, R., Bal, K., Desmet, N. & Meire, P., 2009. Relation between resistance characteristics due to aquatic weed growth and the hydraulic capacity of the river Aa. *River Res. Applic.*, 25: 1287-1303.
- Di Nino, F., Thiébaud, G., Muller, S., 2005. Response of *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John to manual harvesting in the North-East of France. *Hydrobiologia* 551, 147-157.
- Dodds, W. K. & Biggs, B. J. F., 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. *Journal of the North American Benthological Society* 21, 2-15.
- Dun, R.W., 2006. Reducing uncertainty in the hydraulic analysis of canals. *Water Management* 159 (WM4), 211-224.
- Eaton, J. W. & Freeman, J. (1982). Ten years experience of weed control in the Leeds and Liverpool Canal. *Proceedings European Weed Research Society 6th Symposium on Aquatic Weed 1982*, 96-104.
- Ebbers, J., Pot, R., Sessink, J.T.M. & Sykora, K.V. (1995). *Natuurvriendelijk waterlopenbeheer breed toepasbaar*. Het Waterschap 80, 579-584.
- Engel, S. (1990). Ecological impacts of harvesting macrophytes in Halverson Lake, Wisconsin. *Journal of Aquatic Plant Management* 28, 41-45.
- Green, J.C. (2005a). Modelling flow resistance in vegetated streams: review and development of new theory. *Hydrological Processes* 19 (6), 1245-1259.
- Green, J.C. (2005b). Velocity and turbulence distribution around lotic macrophytes. *Aquatic Ecology* 39 (1), 1-10.
- Green, J.C. (2006). Effect of macrophyte spatial variability on channel resistance. *Advances in Water Resources* 29 (3), 426-438.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. (1988). *Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*. Allen and Hyman, London.
- Grime, J.P. (1979). *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, Chichester, 222 pp.
- Gurnell, A.M., González Del Tánago, M., O'Hare, M.T., Van Oorschot, M., Belletti, B., Buijse, T., García De Jalón, D., Grabowski, R., Hendriks, D., Mountford, O., Rinaldi, M., Solari, L., Szewczyk, M. & Vargas-Luna, A. (2014). REFORM deliverable D2.2 Influence of natural hydromorphological dynamics on biota and ecosystem function, Part 1.

- Gurnell, A.M. & Midgley, P. (1994). Aquatic weed growth and flow resistance. Influence on the relationship between discharge and stage over a 25 year river gauging station record. *Hydrological Processes* 8, 63–73.
- Ham, S. F., Wright, J. F., & Berrie, A. D. (1982). The effect of cutting on the growth and recession of the freshwater macrophyte *Ranunculus penicillatus* (Dumort.) Bab. var. *calcareus* (RW Butcher) CDK Cook. *Journal of environmental management*, 15 : 263–271.
- Ham, S.F., Wright, J.F., Berrie, A.D. (1981). Growth and recession of aquatic macrophytes on an unshaded section of the River Lambourn, England, from 1971 to 1976. *Freshwater Biology* 11, 381-390.
- Haslam, S. M. (1978). *River plants: the macrophytic vegetation of watercourses*. Cambridge University Press, London, p. 43.
- Henriques, J. (1987). Aquatic macrophytes, p. 207–222. In P. R. Henriques [ed.], *Aquatic biology and hydroelectric power development in New Zealand*. Oxford Univ. Press.
- Jacot-Guillarmod, 1977. *Myriophyllum*, an increasing water weed menace for South Africa. *South African Journal of Science* 73:89-90.
- Janauer, G., Schmidt-Mumm, U. & Schmidt, B. (2010). Aquatic macrophytes and water current velocity in the Danube River. *Ecological Engineering* 36, 1138–1145.
- Johnson, R. E. & Bagwell, M. R. (1979). Effects of mechanical cutting on submersed vegetation in a Louisiana lake. *Journal of Aquatic Plant Management* 17, 54-57.
- Kadono, Y. (1984). Comparative ecology of Japanese *Potamogeton*: an extensive survey with special reference to growth form and life cycle. *Japanese Journal of Ecology*, 34:161-172.
- Lina, B.A.R. (1977). Onderzoek naar de beïnvloeding van het macrofaunabestand door verschillende beheersvormen, in de sloten van de Oostelijke Binnenveld Tienhoven. Verslag Natuurbeheer nr 397, Landbouwhogeschool Wageningen, Wageningen.
- Linde, A.F., Janisch, T. & Smith, D., (1976). Cattail – the significance of its growth, phenology, and carbohydrate storage to its control and management. *Wisc. Dept. Nat. Res. Tech. Bull.* 94, 27 pp.
- Livermore, D. F., & Koegel, R. G. (1979). Mechanical harvest of aquatic plants: an assessment of the state of the art. In *Proceedings of Conference on Aquatic Plants, Lake Management and Ecosystem Consequences of Lake Harvesting held February* (pp. 14-16).
- Luhar, M. & Nepf, H., 2013. From the blade scale to the reach scale: A characterization of aquatic vegetative drag. *Advances in Water Resources* 51, 305-316.
- Madsen, T. V., H. O. Enevoldsen, and T. B. Jørgensen (1993). 'Effects of water velocity on photosynthesis and dark respiration in submerged stream macrophytes. *Plant, Cell & Environment* 16.3: 317-322.
- McCahon, C.P., Poulton, M.J., Thomas, P.C., Xu, Q., Pascoe, D. & Turner, C. (1991) Lethal and sub-lethal toxicity of field simulated farm waste episodes to several freshwater invertebrate species. *Water research* 25: 661-671.
- Meire, P., Schoelynck, J., Bal, K., Buis, K., Verschoren, V. (2014) Invloed van waterplanten en maai-beheer op de ecologie en hydrologie van waterlopen. Presentatie Platform Beek- en Rivierherstel Beheer en Onderhoud, Arnhem, 17 april 2014.
- Monahan, C., Caffrey, J.M. (1996). The effect of weed control practices on macroinvertebrate communities in Irish canals. *Hydrobiologia* 340: 205-211.
- Nehring, S., Kolthoff, D. (2011) The invasive water primrose *Ludwigia grandiflora* (Michaux) Greuter & Burdet (Spermatophyta: Onagraceae) in Germany: First record and ecological risk assessment. *Aquatic Invasions* 6: 83–89.
- Nichols, S. & Shaw, B. (1986). Ecological life histories of the three aquatic nuisance plants, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus* and *Elodea canadensis*. *Hydrobiologia* 131, 3–21.
- Nichols, S. A., & Shaw, B. H. (1983). Review of management tactics for integrated aquatic weed management of Eurasian water milfoil (*Myriophyllum spicatum*), curlyleaf pondweed (*Potamogeton crispus*) and elodea (*Elodea canadensis*). In *Lake Restoration, Protection, and Management: Proceedings of the Second Annual Conference, North American Lake Management Society, October 26-29, 1982, Vancouver, British Columbia* (Vol. 83, No. 1, p. 181). US Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards.
- Nicholson, S.A. (1981). Effects of Uprooting on Eurasian Watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management* 19, 57-59.
- Nikora, V., Larned, S., Debnath, K., Cooper, G., Reid, M. & Nikora, N. (2006). Effects of aquatic and bank-side vegetation on hydraulic performance of small streams. *River Flow* 1–2, 639–646.
- O’Hare, M.T., McGahey C., Bissett, N., Cailles N., Henville, P. & Scarlett, P. (2010). Variability in roughness measurements for vegetated rivers near base flow in England and Scotland. *Journal of Hydrology* 385(1–4), 361-370.
- Peeters, E.T.H.M., Veraart, A.J., Verdonshot, R.C.M., van Zuidam, J.P., de Klein, J.J.M., Verdonshot, P.F.M. (2014) Sloten; ecologisch functioneren en beheer. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Peeters, E.T.H.M. (2005). Ditch maintenance and biodiversity of macrophytes in the Netherlands. *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 29, 185–189.
- Pitlo, R.H. & Dawson, F.H., (1990). Flow-resistance of aquatic weeds. In: Pieterse, A.H., Murphy, K.J. (Eds.), *Aquatic Weeds. The Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation*. Oxford University Press, Oxford, pp. 74-84.
- Pot, R. (2000). De Grote waternevel. Voorkomen is beter dan bestrijden. STOWA rapport 2000-21, Stowa, Utrecht.
- Pot, R., (1993). Vegetation zones along watercourses: Interrelationships and implications for mechanical control. *Journal of Aquatic Plant Management* 31, 157–162. Querner, 1993
- Rawls, C.K., (1975). Mechanical control of eurasian watermilfoil in Maryland with and without 2, 4-D application. *Chesapeake Science* 16, 165-172.
- Riis, T., & Biggs, B. J. (2003). Hydrologic and hydraulic control of macrophyte establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography*, 48(4), 1488-1497.
- Sabbatini, M. R., & Murphy, K. J. (1996). Response of *Callitriche* and *Potamogeton* to cutting, dredging and shade in English drainage channels. *Journal of Aquatic Plant Management*, 34, 8-12.
- Sand-Jensen, K., & Pedersen, O. (1999). Velocity gradients and turbulence around macrophyte stands in streams. *Freshwater Biology*, 42(2), 315-328.
- Sand-Jensen, K., & Mebus, J.R., (1996). Fine-scale patterns of water velocity within macrophyte patches in streams. *Oikos* 76, 169–180.

- Sand-Jensen, K. A. J., Jeppesen, E., Nielsen, K., Bijl, L., Hjernd, L., Nielsen, L. W., & Iversen, T. M. (1989). Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. *Freshwater Biology*, 22(1), 15-32.
- Schaminée, J.H.J., Weeda, E.J. & V. Westhoff (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden. Opulus Press, Leiden.
- Sharma, K. P. (1978). Effect of cutting on the growth and flowering behaviour of *Typha elephantina* Roxb. *Current Science* 47, 275-276.
- Sharma, K. P. & Gopal, B. (1977). Studies on stand structure and primary production in *Typha* species. *International Journal of Ecology & Environmental Science* 3, 45-66.
- Stephens, J., Blackburn, R., Seaman, D., Weldon, L., (1963). Flow retardance by channel weeds and their control. *Journal of the Irrigation and Drainage Division* 89, 31-53. Proceedings of the American Society of Civil Engineers.
- Suren, A. M., (1991). Bryophytes as invertebrate habitat in two New Zealand alpine rivers. *Freshwater Biology* 26, 399-418.
- Verdonschot, P.F.M. & Nijboer, R.C. (2003). Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse beken. Een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. Alterra rapport 756, Wageningen.
- Verdonschot P.F.M., Runhaar, J., van der Hoek, W.F., de Bok, C.F.M., Specken, B.P.M. (1992). Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland. RIN-rapport 92/1/CML report 78. IBN-DLO, Leersum.
- Vereecken, H., Baetens, J., Viaene, P., Mostaert, F. & Meire, P., (2006). Ecological management of aquatic plants: effects in lowland streams. *Hydrobiologia* 570, 205-210.
- Vernon, E. & Hamilton, H. (2011). Literature review on methods of control and eradication of Canadian pondweed and Nuttall's pondweed in standing waters, Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 433.
- Watson, D. (1987). Hydraulic effects of aquatic weeds in UK rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1(3), 211-227.
- Webster, Westlake, D. F., & Dawson, F. H. (1986). The management of *Ranunculus calcareus* by pre-emptive cutting in southern England. In Proceedings, 7th international symposium on aquatic weeds. (pp. 395-400).
- Wile, J. (1978). Environmental effects of mechanical harvesting. *Journal of Aquatic Plant Management* 16, 14-20.
- Zuidam van, J. P., & Peeters, E.T.H.M.(2013). Occurrence of macrophyte monocultures in drainage ditches relates to phosphorus in both sediment and water. *SpringerPlus*, 2: 504.
- Zuidam van, J. P., & Peeters, E.T.H.M. (2012). Cutting affects growth of *Potamogeton lucens* L. and *Potamogeton compressus* L. *Aquatic Botany*, 100, 51-55.

# 3

## BESCHADUWEN



### 3.1 DOEL

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de kennis met betrekking tot het effect van beschaduw- en als maatregel om I) ecologische doelen te bereiken en II) massale vegetatieontwikkeling in langzaam stromende beken met voedselrijk water te remmen. Het doel van deze studie is kennis te verzamelen waarmee beschaduw- op een zo effectief mogelijke manier kan worden ingezet als beheersmaatregel; hoe met beschaduw- moet worden omgegaan om ecologische doelen te halen en tegelijkertijd de onderhoudsinspanning te verminderen.

### 3.2 ACHTERGROND

Een strook houtige vegetatie, een bosstrook of een houtwal langs een beek vervult een groot aantal functies (o.a. Schueler, 1995, Malanson, 1993):

- geeft schaduw (neemt een deel van het licht weg), beperkt de groei van algen en waterplanten en vermindert zo de onderhoudsbehoefte;
- koelt het beekwater (o.a. Barton *et al.*, 1985, Rutherford *et al.*, 2004, Burton & Likens, 1973, Bowler *et al.*, 2012, Wilkerson *et al.*, 2005) en verbetert de zuurstofhuishouding;
- voert organisch materiaal (grof en fijn) naar de beek en versterkt het beekhabitat en de voedselbasis in de beek;
- filtreert, neemt op of breekt stoffen af, zoals nutriënten (bv. stikstof; Osborne and Kovacic 1993, Haycock & Pinay, 1994, Mander *et al.*, 1997, Hubbard, 1997, Hanson *et al.*, 1994), Jordan *et al.*, 1993, Lowrance 1992 en fosfor; Dillaha *et al.*, 1988, Maggette *et al.*, 1987, Mander *et al.*, 1997, Vought *et al.*, 1994) en toxische stoffen;
- remt oppervlakkige afspoeling van stoffen en sediment naar de beek (o.a. Waters, 1995, Wood & Armitage, 1997);
- versterkt de microbiële activiteit in de oeverzone (afbraak organisch materiaal).
- verstevigt de oever en beschermt tegen oevererosie;
- biedt habitat, voedsel, schuilplaats (veel beekdieren mijden licht), oriëntatie en verbinding aan organismen (vergroot de biodiversiteit);
- biedt mogelijkheid voor insecten tot voortplanten (Erman, 1984);
- geeft ruimte aan inundatie, vertraagt de piekafvoer en versterkt verdamping en infiltratie (aanvullen grondwater);
- biedt ruimte aan recreatieve functies en heeft esthetische waarde.

De mate waarin verschillende functies of ecosysteem diensten worden vervuld hangt af van de breedte van de houtige zone (Castelle *et al.*, 1994, Wenger, 1999). In deze factsheet wordt vooral de nadruk gelegd op de functie van houtige beekbegeleidende vegetatie als methode om ontwikkeling van waterplanten tegen te gaan en zo de onderhoudsbehoefte te verminderen, waarbij ook het halen van ecologische doelen in het oog gehouden wordt. Op de positieve rol van bomen als structuurvormer (takken, wortels) en de input van blad voor het functioneren van het ecosysteem wordt nader ingegaan in hoofdstuk 4 *Dood hout*.

### 3.3 SLEUTELFACTOREN VOOR WATERPLANTENGROEI EN -ONTWIKKELING

Veel waterplanten zijn in hun groei en ontwikkeling niet alleen afhankelijk van het aanbod aan nutriënten, temeer daar ze vaak voedingsstoffen uit de waterbodem halen, maar juist ook van licht, temperatuur, koolstof en bodemsamenstelling (Barko *et al.*, 1986). De bodemsamenstelling heeft effect op de waterplantenontwikkeling, zowel via de fysische textuur (korrelgrootte) als de hoeveelheid organisch materiaal en daardoor al dan niet mate van aerobie. Anaerobe bodems en bodemlagen zijn giftig voor veel planten. De meeste ondergedoken waterplanten zijn koolstofgelimiteerd (Wetzel & Grace, 1983).

Lichtinval bepaalt de intensiteit van de fotosynthese en daarmee de groei van waterplanten (Li *et al.*, 2012). Voor de groei van waterplanten en de onderdrukking daarvan is lichtinval de meest belangrijke factor. Er is nog steeds discussie over relatie tussen de zoninstraling als belangrijkste energiebron in beken (Brown & Krygier, 1970; Sinokrot & Stefan, 1993; Webb & Zhang, 1999) ten opzichte van de luchttemperatuur (Smith & Lavis, 1975; Sullivan & Adams, 1990). Licht en temperatuur bepalen in sterke mate de groei-vorm van waterplanten. Meer licht en een hogere temperatuur leiden beide tot extensieve strekkingsgroei en zogenaamde 'kroondek'-vorming (Barko & Smart, 1981). *Potamogeton pectinatus* heeft een snelle groei en concentreert de meeste biomassa in het 'kroondek' (Bijl, Sand-Jensen & Hjermin, 1989). Waterplanten lijken zich meer aan de lichtcondities aan te passen en veel minder aan het temperatuurregime. Temperatuur is een vaak onderzochte factor in beken, omdat het metabolisme, de afbraak van organisch materiaal en de oplosbaarheid van stoffen daar direct mee samenhangen (Johnson, 2004). In tegenstelling tot lichtbeschikbaarheid heeft de temperatuur meer invloed op de biomassa-productie en het koolstofmetabolisme; de groeicyclus wordt bij hogere temperatuur versneld afgerond. Fysiologisch zijn alle waterplanten aangepast aan een verminderde lichtbeschikbaarheid met dunne, fijn gedeelde bladeren en chloroplasten in de buitenste cellen (Bowes, 1987). Deze aanpassingen zijn waarschijnlijk gekoppeld aan de koolstofbeschikbaarheid (Vadstrup & Madsen, 1998, Short & Neckles, 1999). Daarom zijn soorten die zich massaal ontwikkelen beter aangepast om koolstof onder verschillende lichtregimes op te nemen (Best *et al.*, 2001). Ook de golflengte heeft invloed; strekkingsgroei treedt op bij groen licht (500–540 nm) en wordt nu juist geremd bij rood (> 580 nm), maar vertakking wordt geremd bij groen licht en gestimuleerd bij rood in *Hydrilla verticillata* (Van *et al.*, 1977). Omdat kortere golven minder ver doordringen in water (Spence 1981, Kirk 1983), hebben waterplanten relatief meer strekking, fijn vertakte bladeren en minder vertakking. Maar er spelen meer factoren, zoals breedte en diepte.



Beschaduwning door beekbegeleidende vegetatie is complex omdat het ook afhangt van de beekbreedte (LeBlanc *et al.*, 1997) en de hoekoriëntatie (richting t.o.v. de zon) in verhouding tot de hoogte, de dichtheid van en de mate van overhangen van de beekbegeleidende vegetatie (Quigley, 1981, Chen *et al.*, 1998, DeWalle, 2008, Davies-Colley & Rutherford, 2005).

In het model van Li *et al.* (2012) wordt directe blootstelling aan zoninstraling berekend op basis van datum, tijdstip, plaats, beekmorfologie en beekbegeleidende vegetatie.

### 3.4 BEHEER VAN WATERPLANTEN

Vanuit het oogpunt van beheer is, van de hoofdfactoren die de waterplantengroei en -ontwikkeling bepalen, licht de meest stuurbare factor (o.a. Dawson & Kern-Hansen, 1979). Licht kan alleen worden beperkt met een goed ontwikkelde oevervegetatie. Een vuistregel bij lichtbeperking is een halvering van de hoeveelheid licht ten opzichte van een open beektraject. Deze licht hoeveelheid halveert de biomassa en beperkt de seizoensgebonden hergroei. In combinatie met beperkt onderhoud (maaïen) neemt de biomassa in enkele seizoenen aanzienlijk af. De planten investeren bij weinig licht vooral in het in stand houden van de plant (dus het aanwezig blijven) in plaats van massale biomassaontwikkeling en uitbreiding. Gevolg is een meer ijle vegetatie. Een nog sterkere beschaduwning (3/4) doet de waterplanten grotendeels verdwijnen.

De aard en mate van beschaduwning hangt samen met de beekbreedte. In smalle beken (< 2 meter) kan de opgaande ruigtebegroeiing op de oever al voldoende schaduw geven. Bredere beken moeten worden begeleid door struiken en kleinere bomen, terwijl beken van > 15



meter een begroeiing met hoge bomen nodig hebben om voldoende beschaduwde te zijn. Bij de aanplant moet de richting van de beek gewogen worden tegen de stand van de zon. Uiteraard is dit vooral relevant voor jonge aanplant; naarmate de boomkroon breder wordt en boven de beek groeit maakt de oriëntatie van de boom steeds minder uit. Idealiter stroomt een beek globaal gezien oost-west, waarbij beschaduwning vanaf de zuidzijde optimaal is. Beschaduwning aan de noordzijde heeft geen functie in termen van verminderen van de lichtinval of dempen van de temperatuur. Echter andere ecologische functies van de aanwezigheid van bomen, zoals structuur, substraat en voedsel, worden wel vervuld door een bomenrij aan de noordzijde van de beek. Stroomt de beek noord-zuid dan is beplanting van de west-zijde het meest effectief, met name om



temperatuurdemping te creëren en niet zozeer om de lichtinval tegen te gaan. De beschaduwning is dan effectief op het warmste moment van de dag (tweede helft van de daglichtperiode, waarbij zon vanuit westhoek schijnt). Een minder hoge watertemperatuur betekent langzamere groei voor veel plantensoorten, waardoor toch de biomassaontwikkeling vermindert wordt. Een kronkelende loop vraagt om lokale invulling van de beekbegeleidende vegetatie. Lokaal zijn kleine openingen in de (houtige) oevervegetatie gunstig voor waterplantengroei en afbraak van blad (Dawson & Kern-Hansen, 1979); streven naar 100% beschaduwning langs een beek leidt tot negatieve effecten op het ecosysteem. Deze zonbeschenen beektrajecten zijn belangrijk voor het in stand houden van populaties van bepaalde (bijvoorbeeld beleidsrelevante) soorten waterplanten, zoals de sterk lichtminnende drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) (Lansdown & Wade, 2003). De grootte van deze openingen moet echter geminimaliseerd worden om de positieve effecten van de omliggende beekbegeleidende beplanting niet teniet te doen. Concrete getallen voor optimale gat-grootte ontbreken, maar ligt voor noord-zuid georiënteerde beken waarschijnlijk in de orde van grootte van de hoogte van de bomen in de aanliggende beschaduwde trajecten, zodat de zon net een groot deel van de dag over de bomen heen kan schijnen.

### 3.5 INRICHTING HOUTIGE OEVERBEGROEIING

#### 3.5.1 Soorten

Tot de 'echte' houtige oeverbegroeiing behoren alle boom- en struikgewassen die een beek of watergang begeleiden. Hierbij wordt de gemiddelde waterlijn tot enkele tientallen centimeters daarboven als groeiplaats genomen. Dat betekent dat dit document vooral ingaat op boom- en struiksoorten die inundatie verdragen. Hoger op de oever of verder vanaf de insteek kunnen 'drogere' soorten zich ontwikkelen, die overigens ook bij voldoende hoogte aan de beschaduwning kunnen bijdragen.

**TABEL 3.1** | Standplaatscondities van bodemtype en voedselrijkdom voor beekbegeleidende houtige gewassen.

Gebied	Hellend			Laagland				Benedenloop
	Bodem	Boom/ struik*	Zwak- matig kalkrijk	Kalkrijk	Veen	Zand (kalkarm)	Leem (matig kalkrijk)	
<b>Op de gemiddelde waterlijn</b>								
Zwarte els	b	x	x	x	x	x	x	x
Es	b		x			(x)		
Kraakwilg	b	x	x		x	x		x
<i>Salix x rubens</i>		x	x			x		x
Schietwilg	b		x			x		x
Bittere wilg	s							x
Amandelwilg	s							x
Katwilg	s							x
<b>Boven de gemiddelde waterlijn</b>								
Zomereik	b1	x	x	x	x	x	x	x
Zoete kers	b1	(x)	x			x	x	x
Es	b1		x			x	x	x
Gewone esdoorn	b1	(x)	x					
Noorse esdoorn	b1		x					
Zachte berk	b2			x				
Ruwe berk	b2			x	x			
Lijsterbes	b2	x		x	x	x		
Vogelkers	b2	x	x		x	x	x	x
Haagbeuk	b2	x	x			x	x	x
Spaanse aak	b2		x			x	x	x
Grauwewilg	s			x				
Geoorde wilg	s			x	x			
Sporkehout	s	x		x	x			
Gelderse roos	s	x			x	x	x	x
Hazelaar	s	x	x			x	x	x
Sleedoorn	s	x	x			x	x	x
Hondsroos	s	x	x			x	x	x
Wegedoorn	s		x			x	x	x
Kardinaalsmuts	s		x			(x)	x	x
Rode kornoelje	s		x			(x)	x	x

\*) Legenda: b=boom, s=struik, b1=boom>25m, b=boom <25m

De 'echte' houtige oevergewassen groeien met hun wortelstelsel diep onder de waterlijn (ook de grondwaterspiegel), zoals zwarte els (*Alnus glutinosa*), schietwilg (*Salix alba*) en kraakwilg (*Salix fragilis*). Het grote voordeel van deze soorten is dat ze ten opzichte van een grazige of ruigte-oever nauwelijks onderhoud behoeven.

Zwarte els is de meest natuurlijke beekbegeleidende boomsoort die op de gemiddelde waterlijn kan worden geplant. In mindere mate zijn ook wilgen geschikt en bij een stevige, voedselrijke bodem ook es (*Fraxinus excelsior*). Struikvormige wilgen zijn minder geschikt omdat ze breed uitgroeien. Struikvormige wilgen horen op plaatsen die langdurig in het groeiseizoen hoge waterstanden hebben. Dit is meestal op lage delen langs benedenlopen waar slechts beperkt zandafzetting plaatsvindt. Iep (*Ulmus sp.*) wordt gemeden in verband met de iepenziekte. Ook meidoorns (*Crataegus monogyna*, *C. oxycantha*) dienen in verband met bacterievuur met voorzichtigheid te worden gebruikt.

De hogere delen boven de gemiddelde waterlijn kunnen beplant worden met houtigen die passen bij de lokale standplaatscondities: voedselrijkdom en bodemtype (Tabel 3.1, pag. 61).

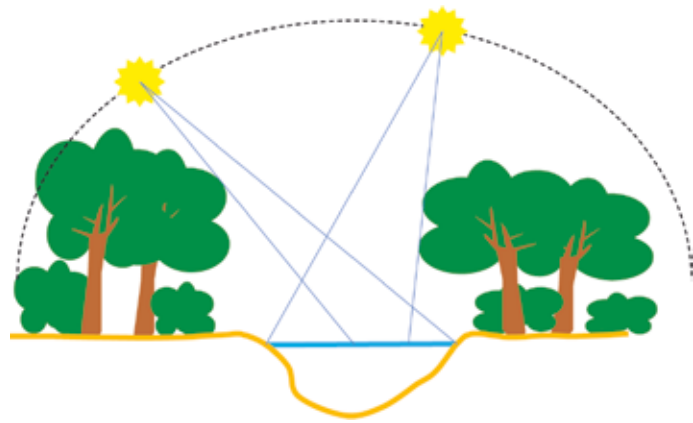
### 3.5.2 Aanplant en onderhoud

Is het mogelijk op of net boven de gemiddelde waterlijn te planten, bijvoorbeeld in een (venig) beekdal met een weinig ingesneden beek, dan is zwarte els de meest geschikte kandidaat, gevolgd door wilgen. Els heeft een opgaande groeivorm, terwijl wilg zich meer struikachtig ontwikkelt met ook takken in het water. Dit laatste kan voor opstuwing zorgen en het invangen van drijvend materiaal en daarom ongewenst zijn. Bij els vormen zich wortelmassa's kort op de oever. Deze wortels zijn een zeer belangrijk biotoop voor veel macrofauna, omdat het een combinatie van een complexe structuur en stabiliteit van het habitat biedt. In het water hangende takken hebben een andere functie, namelijk het bieden van een verbinding tussen het land- en waterbiotoop voor emergerende en ei-afzettende insecten. Hoger op de oever kan een mantel van struiken worden aangeplant (Tabel 3.1).

Is aanplant op de gemiddelde waterlijn niet mogelijk, bijvoorbeeld omdat de beek diep is ingesneden, dan is aanplant van bomen boven de waterlijn juist aanbevolen en dan met name hoge en breed uitwaaierende soorten zoals eik en esdoorn.

Het aanplanten van bomen en struiken geschiedt bij voorkeur met planten van 60-80 cm hoogte, zodat ze minder hinder ondervinden van concurrentie van opschietende grassen en kruiden. Wanneer meerdere rijen worden aangeplant, wordt gewoonlijk een plantafstand van 0,75 m parallel aan de watergang en 1,5 m dwars op de watergang gehanteerd. Rijen worden in driehoeksverband uitgezet, zodat de indruk van een schematische aanplant in een later ontwikkelingsstadium verdwijnt. Loofhout wordt tot in april in bladloze toestand bij vorst- en sneeuwvrij weer en een niet bevroren bodem geplant. Pas aangelegde taluds worden eerst met grassen ingezaaid (mengsel engels raaigras, schapegras of gewoon struisgras) om verruiging en erosie tegen te gaan.

Wanneer smalle watergangen met redelijke stroming niet beschaduwd kunnen worden, is



**FIGUUR 3.1** | *Beweging van de zon over een beek met houtige oeverbegroeiing. Een deel van de dag beschadwt de zon delen van de beek.*

het aanbevolen om rietgras in te zaaien. Rietgras groeit dicht bij de waterlijn, dringt met zijn wortels door tot onder de waterlijn, verdraagt tijdelijke overstromingen en buigt bij hoog water om. Het is wel van belang rietgras tijdens het groeiseizoen niet te maaien.

Is onderhoud na ontwikkeling van houtige gewassen toch nodig of gewenst, dan zijn een aantal richtlijnen van belang. Houtigen langs smalle watergangen kunnen eens in de 3-8 jaar worden afgezet tot 20 cm boven maaiveld. Voor els en eik wordt echter veelal 8-12 jaar aangehouden.

### 3.5.3 Breedte, hoogte, dichtheid en afstand tot de beek

De breedte en oriëntatie van de beek ten opzichte van de zon in combinatie met de breedte, hoogte en dichtheid van een begeleidende houtige oeverbegroeiing worden als bepalend gezien voor de effectiviteit (Davies-Colley & Rutherford, 2005) (Figuur 3.1, 3.2). Er zijn enkele modellen beschikbaar waarin deze parameters worden gebruikt: I) het model SHADE2 (Li *et al.*, 2012), II) SHADE (Chen *et al.*, 1998) en III) Shaded stream model (DeWalle, 2010), welke met enige aanpassing ook gebruikt kan worden om de gewenste bufferhoogte te berekenen.

#### Breedte strook

Bij een toenemende breedte van de oeverbegroeiing neemt de beschaduwing ook toe. Bij een noord-zuid oriëntatie neemt de mate van beschaduwing sterk toe tot 18-20 m (65%) en bereikt 74% beschaduwing bij 30 m (bij een beekbreedte van 3 m en een oeverbegroeiingshoogte van 30 m op 40°N). Een oost-west oriëntatie bereikt al 68% beschaduwing bij een breedte van 6-7 m (DeWalle, 2010). Bij een oost-west oriëntatie veroorzaakt de zuidoever 70% en de noordoever slechts 30% van de schaduw. Een optimale oeverbegroeiingsbreedte voor een zuidoever kan berekend worden met de volgende formule:

$$\tan \text{ max. zonshoogte} = \frac{\text{hoogte oeverbegroeiing}}{\text{breedte oeverbegroeiing} + \frac{\text{beekbreedte}}{2}}$$

Waarbij max. zonshoogte in Noord-Brabant (t.h.v. Tilburg) ca. 61,9°

Oost-west georiënteerde beken kunnen dus toe met een smallere oeverbegroeiing (Zwieniecki & Newton 1999, Wilkerson *et al.*, 2006) en beschaduwing vanaf de noordzijde is niet nodig vanuit het perspectief van lichtinval-vermindering (DeWalle, 2010).

#### Hoogte bomen

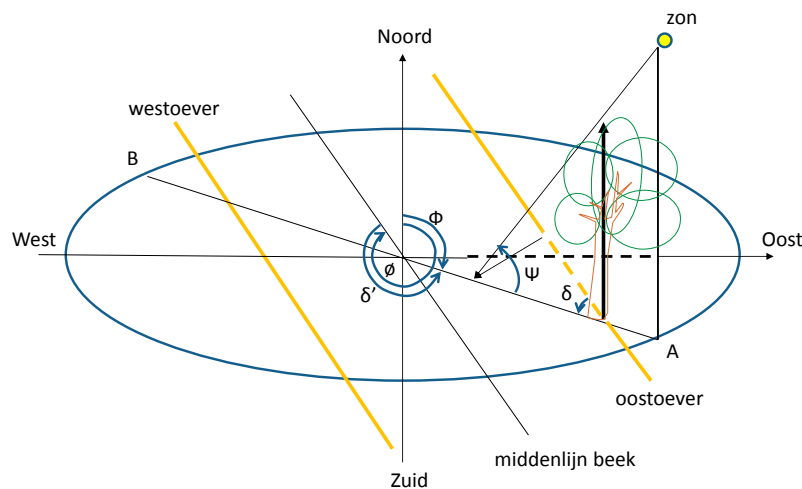
Het effect van hoogte is bij een oost-west oriëntatie juist minder dan bij een noord-zuid oriëntatie (bij een beekbreedte van 3 m en een oeverbegroeiingsbreedte van 12 m op 40°N). Dit gaat op tot bomen van 19 m, want tot die hoogte speelt de baan van de zon een rol ten opzichte van de lichtdoorval door de zijde of de top van de oeverbegroeiing. Daarboven zijn de effecten van hoogte juist bij een oost-west oriëntatie weer groter.

#### Dichtheid

De lichtdoorval door de oeverbegroeiing is direct afhankelijk van de uitdoving bij doorval door blad/takken en het totale blad/takken-oppervlak, vaak uitgedrukt in de LAI-index (leaf area index). Bij een maximale uitdoving wordt een beschaduwing van 80-87% bereikt. Een halvering van deze mate van uitdoving wordt bij een gemiddelde LAI waarde bereikt (DeWalle, 2010). Dit betekent dat gestreefd moet worden naar een dichte ondergroei en toplaag van de oeverbegroeiing. Sridhar *et al.*, (2004) toonden aan dat de hoogte en de bladoppervlak-index belangrijker waren dan de breedte van de houtige oeverbegroeiing.

#### Verhouding hoogte: beekbreedte

Ongeveer 90% van de natuurlijke beschaduwing kan behaald worden met een verhouding hoogte ten opzichte van beekbreedte van 2,5 - 3,3 (DeWalle, 2008), 2-3 (Davies-Colley & Rutherford, 2005) of 5 (DeWalle, 2008). Dit laatste getal geeft bijna 100% beschaduwing bij een gesloten oevervegetatie (DeWalle, 2010). Deze indicaties gaan echter uit van theoretische omstandigheden. Oevervegetaties zijn variabel en de lichtdoorval zal variëren. Daarnaast speelt overhangende vegetatie een uiterst belangrijke rol in de mate van beschaduwing. Overhangende vegetatie met een hellingshoek van 10-20° versterken de mate van beschaduwing al aanzienlijk. Bomen op de oever kunnen gedwongen worden om over de beek te groeien door meerdere rijen achter elkaar aan te planten. De bovenstaande verbanden zijn afgeleid bij een breedtegraad van 40°, terwijl de meeste Nederlandse beken op een breedtegraad van maximaal 52° liggen, waardoor in Nederland minder hoge bomen nodig zijn in oost-west georiënteerde beken. Voor een noord-zuid oriëntatie maakt breedtegraad veel minder uit.



**FIGUUR 3.2** | Illustratie van hoe een boom een beek beschaduw met relevante parameters. De N-Z en O-W oriëntatie is aangegeven. De lichtbruine lijnen geven de west- en oostoever aan. De dunne lijn parallel hieraan is de middenlijn van de beek. De boom staat op de oostoever (vette zwarte verticale pijl). De pijl van de zon naar de lijn A-B geeft de zoninstraling weer, het gebied rechts hiervan is beschaduw.  $\Psi$  is de hoek t.o.v. de zon,  $\theta$  is de hoek tussen de beekmiddenlijn en het ware noorden,  $\Phi$  is de beekrichting t.o.v. het ware noorden en de zon,  $\delta'$  is het verschil tussen  $\Phi$  en  $\delta$ ,  $\delta$  is de hoek tussen de oeverlijn en de zon in een horizontaal vlak.

### 3.6 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Vegetatiegroei in en langs een beek kan het beste verminderd worden door de lichtinval te verminderen en de watertemperatuur te verlagen via het aanplanten van bomen. Op plekken waar bomen op de waterlijn kunnen groeien is de meest geschikte beekbegeleidende boomsoort de Zwarte Els en bij veelvuldige overstromingen wilgen. Op droge grond, bijvoorbeeld bij diep ingesneden beken, worden bij voorkeur breed uitwaaierende soorten als (zomer)eik en esdoorn gebruikt.

De eigenschappen van water- en oeverplanten uit [bijlage 1, pag. 131](#), leert ons dat de minimale lichtbehoefte van waterplanten hoog is; meer dan 60% van de planten tolereert geen schaduwniveau lager dan lichte schaduw en nog eens 34% halfschaduw ([Tabel 3.2](#)). Halfschaduw komt neer op een maximale lichtinval van ongeveer 3-5 uur zon per dag. Een halvering van de lichtsterkte halveert de vegetatiegroei ten opzichte van een zonovergoten beektraject. Bij afname van de lichtsterkte verdwijnt het grootste deel van de beekvegetatie.

De schaduwwerking van bomen is afhankelijk van de oriëntatie van de beek, de hoogte van de bomen, de dichtheid van de kroon, de breedte van de strook beekbegeleidend bos en de mate waarin de boomkruin over de beek hangt. Bij een oost-west oriëntatie van een beek, kunnen beekbegeleidende bomen op de zuidoever 70% van het licht wegnemen en bomen op de noordoever slechts 30%. Bij een zuid-noord georiënteerde beek is het verschil in schaduw-

werking van bomen op de oost- of westoever minder groot, maar geeft beekbegeleidend bos op de westoever het grootste remmende effect op vegetatiegroei in de beek via demping van de watertemperatuur.

Voor een goede schaduwwerking wordt gestreefd naar een hoogte van de beekbegeleidende bomen die 2 tot 3 keer zo groot is als de breedte van de beek. Langs een beek van 3 meter breed staan dus bij voorkeur bomen van minimaal 6 tot 9 meter hoog. Hoe breder de bosrand, des te minder licht op een beek valt. Bij een oost-west georiënteerde beek is bosrand met een breedte van 6-7 meter voldoende. Bij een zuid-noord georiënteerde beek is 18-20 meter noodzakelijk voor een vergelijkbaar effect. Dit beekbegeleidend bos heeft bij voorkeur een dicht bladerdek of veel ondergroei. Boomtakken hangen bij voorkeur over de beek of de gehele boom hangt onder een hoek van 10-20° over de beek. Bomen op de waterlijn kunnen geforceerd worden om over de beek te groeien door meerdere rijen naast elkaar aan te planten.

Tenslotte hebben beekbegeleidende bomen naast verminderen van de lichtinval en het dempen van de temperatuur nog een groot aantal andere functies die de ecologische kwaliteit van een laaglandbeek ten goede komen, onder andere via de aanvoer van blad en hout en de doorworteling van de oever. Bomen vervullen dus een sleutelrol voor laaglandbeken; voor het behalen van een goede ecologische toestand zijn ze onontbeerlijk. Echter, het is niet goed te streven naar 100% beschaduwing. Zonbeschenen plekken spelen ook een belangrijke rol in een beekstelsysteem, bijvoorbeeld wat betreft biodiversiteit (bijv. voor waterplanten als Drijvende Waterweegbree) en het functioneren van ecosysteemprocessen (productie en decompositie). Kleine open plekken in de beekbegeleidende beplanting moeten dus behouden blijven. Exacte getallen ontbreken, maar waarschijnlijk is een verhouding ca. 75% bebost en 25% open plekken met een open trajectlengte ongeveer gelijk aan de boomhoogte van de beekbegeleidende bomen verspreid over het beektraject optimaal.

**TABEL 3.2** | Relatieve verdeling minimale lichtbehoefte over waterplanten in beken. Uit deze tabel blijkt dat de lichtbehoefte over het algemeen genomen groot is.

Minimaal lichtniveau	Verdeling binnen waterplanten (%)
Schaduw	2
Halfschaduw	34
Lichte schaduw	53
Licht	12



### 3.7 LITERATUUR

- Barko J.W. & Smart R.M. 1981. Comparative influences of light and temperature on the growth and metabolism of selected submersed freshwater macrophytes. *Ecological Monographs* 51: 219-235.
- Barko J.W., Adams M.S. & Clesceri N.L. 1986. Environmental factors and their consideration in the management of submerged aquatic vegetation: a review. *J. Aqua. Plant Manage.* 24: 1-10.
- Barton D.R., Taylor W.D. & Biette R.M. 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 364-378.
- Bijl L. van der, Sand-Jensen K. & Hjerminde A.L. 1989. Photosynthesis and canopy structure of the submerged macrophyte *Potamogeton pectinatus* in a Danish lowland stream. *Journal of Ecology*
- Bowes G. 1987. Aquatic plant photosynthetic strategies that enhance carbon gain. In Crawford, R. M. M. (ed.), *Plant Life in Aquatic and Amphibious Habitats*. British Ecol. Soc. Publ. 5, Blackwell, Oxford: 76-96.
- Bowler D.E., Mant R., Orr H., Hannah D.M. & Pullin A.S. 2012. What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? *Environmental Evidence*, 1, 1-9.
- Brown G.W. & Krygier J.T. 1970. Effects of clear-cutting on stream temperature. *Water Resour. Res.* 6: 1133-1139.
- Burton T.M. & Likens G.E. 1973. The Effect of Strip-Cutting on Stream Temperatures in the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Bioscience*, 23, 433-435.
- Caissie D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51, 1389-1406.
- Castelle A.J., Johnson A.W. & Conolly C. 1994. Wetland and stream buffer size requirements-a review. *Journal of Environmental Quality*, 23(5), 878-882.
- Chen Y.D., Carsel R.F., McCutcheon S.C. & Nutter W.L. 1998. Stream temperature simulation of forested riparian areas: I. Watershed-scale model development. *J. Environ. Eng.-ASCE* 124 (4), 304-315.
- Chen Y.D., Carsel R.F., McCutcheon S.C. & Nutter W.L., 1998. Stream temperature simulation of forested riparian areas: I. Watershed-scale model development. *J. Environ. Eng. ASCE* 124 (4): 304-315.
- Davies-Colley R.J. & Rutherford J.C. 2005. Some approaches for measuring and modeling riparian shade. *Ecol. Eng.* 24 (5), 525-530.
- Davies-Colley R.J. and Rutherford J.C. 2005. Some Approaches for Measuring and Modeling Riparian Shade. *Ecological Engineering* 24:525-530.
- Dawson F.H. & Kern-Hansen U. 1979. The effect of natural and artificial shade on the macrophytes of lowland streams and the use of shade as a management technique. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 64: 437-455.
- DeWalle D.R. 2008. Guidelines for riparian vegetative shade restoration based upon a theoretical shaded-stream model. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44 (6), 1373-1387.
- DeWalle D.R. 2008. Guidelines for Riparian Vegetative Shade Restoration Based Upon a Theoretical Shaded-Stream Model. *Journal of American Water Resources Association* 44(6):1373-1387.
- DeWalle D.R. 2010. Modeling stream shade: riparian buffer height and density as important as buffer width. *Journal of American Water Resources Association* 46(2): 323-333.
- Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., Mostaghimi S. & Shanholtz V.O. 1988. Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 60(7):1231-1238.
- Erman N.A. 1984. The use of riparian systems by aquatic insects. Pp 177-182 in R.E. Warner and K.M. Hendrix (eds), *California Riparian Systems: Ecology, Conservation and Management*. Berkeley, CA: University of California Press.
- Hanson G.C., Groffman P.M. & Gold A.J. 1994. Denitrification in riparian wetlands receiving high and low groundwater nitrate inputs. *Journal of Environmental Quality* 23:917-922.
- Haycock N.E. & Pinay G. 1993. Groundwater nitrate dynamics in grass and poplar vegetated riparian buffer strips during winter. *Journal of Environmental Quality* 22:273-278.
- Hubbard R.K. 1997. Riparian buffer systems for managing animal waste. *Proceedings of the Southeastern Sustainable Animal Waste Workshop*. Athens, GA: University of Georgia.
- Johnson S.L. 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 913-923.
- Jordan T.E., Correll D.L. & Weller D.E. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. *Journal of Environmental Quality* 22:467-473.
- Kirk J.T.O. 1983. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lansdown R.V. & Wade P.M. 2003. *Ecology of the Floating Water-plantain, Luronium natans*. *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No. 9*. English Nature, Peterborough.
- LeBlanc R.T., Brown R.D., & FitzGibbon J.E. 1997. Modeling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. *J. Environ. Manage.* 49 (4), 445-469.
- Li G., Jackson C.R. & Krasieski K.A. 2012. Modeled riparian stream shading: Agreement with field measurements and sensitivity to riparian conditions. *Journal of Hydrology* 428-429: 142-151.
- Lowrance R.R. 1992. Groundwater nitrate and denitrification in a Coastal Plain riparian forest. *Journal of Environmental Quality* 21:401-405.
- Magette W.L., Brinsfield R.B., Palmer R.E. & Wood J.D. 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the ASAE* 32(2): 663-667.
- Malanson G.P. 1993. *Riparian Landscapes*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Mander U., Kuusemets V., Lohmus K. & Muring T. 1997. Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering* 8: 299-324.
- Osborne L.L. & Kovacic D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29: 243-258.
- Quigley T.M. 1981. Estimating contribution of overstorey vegetation to stream surface shade. *Wildl. Soc. Bull.* 9 (1), 22-27.
- 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.
- Schueler T. 1995. The architecture of urban stream buffers. *Watershed Protection Techniques* 1(4).
- Short F.T. & Neckles H.A. 1999. Review. The effects of global climate change on seagrass. *Aquat. Bot.* 63: 169-196.

- Sinokrot B.A. & Stefan H.G. 1993. Stream temperature dynamics: measurements and modeling. *Water Resour. Res.* 29: 2299–2312.
- Smith K., & Lavis M.E. 1975. Environmental influences on the temperature of a small upland stream. *Oikos*, 26: 228–236.
- Spence D.H.N. 1981. The zonation of plants in freshwater lakes. *Adv. Ecol. Res.* 12: 37–125.
- Sridhar V., Sansone A.L., LaMarche J., Dubin T., & Lettenmaier D.P. 2004. Prediction of Stream Temperatures in Forested Watersheds. *Journal of American Water Resources Association* 40(1):197-213.
- Sullivan K., & Adams T.A. 1990. The physics of forest stream heating: 2. An analysis of temperature patterns in stream environments based on physical principles and field data. *Weyerhaeuser Tech. Rep.* 004-5002.90/2. Technology Center, Tacoma, Wash.
- Vadstrup M. & Madsen T.V., 1998. Growth limitation of submerged aquatic macrophytes by inorganic carbon. *Freshwat. Biol.* 34: 411–419.
- Van T.K., Haller W.T., Bowes G. & L.A. Garrard 1977. Effects of light quality on chlorophyll composition in *Hydrilla*. *J. Aquat. Plant Manage.* 15: 29–31.
- Vought L.B.M., Dahl J., Pedersen C.L. & Lacoursire J.O. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio* 23(6): 343-348.
- Waters T.F. 1995. *Sediment in Streams*. Bethesda, MD: Am. Fish. Soc.
- Webb B.W. & Zhang Y. 1999. Water temperatures and heat budgets in Dorset chalk water courses. *Hydrol. Processes*, 13: 309–321.
- Wenger S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation. Office of Public Service & Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia. 1-59.
- Wetzel, R.G. & Grace, J.B. 1983. Aquatic plant communities. In Lemon E.R. (ed) *CO2 and plants*. International conference on rising atmospheric carbon dioxide and plant productivity, Am. Assoc. Adv. Sci., Symp. 84. Athens, GA, USA.
- Wilkerson E., Hagan J.M., Siegel D. & Whitman A.A. 2005. The Effectiveness of Different Widths for Protecting Headwater Stream Temperature in Maine. *Forest Science*, 52, 221-231.
- Wilkerson, E., J.M. Hagan, D. Siegel, and A.A. Whitman, 2006. The Effectiveness of Different Buffer Widths for Protecting Headwater Stream Temperatures in Maine. *Forest Science* 52(3):221-231.
- Wood P.J. & Armitage P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21(2):203-217.
- Zwieniecki M.A. & Newton M. 1999. Influence of Streamside Cover and Stream Features on Temperature Trends in Forested Streams of Western Oregon. *Western Journal of Applied Forestry* 14(2):106



#### 4.1 DOEL

Het inbrengen van dood hout wordt steeds vaker door water- en terreinbeheerders toegepast als beekherstelmaatregel in beken, omdat de rol van dood hout in het beekecosysteem steeds meer wordt onderkend. In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de huidige kennis over dit onderwerp.

#### 4.2 ACHTERGROND

##### 4.2.1 Wat is dood hout?

Dood hout heeft betrekking op onderdelen van bomen: stammen, takken, wortels, stronken. Vaak wordt een minimum diameter van 2,5 cm en een lengte > 1 m aangehouden (Harmon *et al.*, 1986, Murphy & Koski 1989, Webster *et al.*, 1999). Het materiaal kan zowel vers (bijv. afgebroken tijdens storm) als al in een bepaald afbraakstadium zijn. Bij voorkeur gaat het om ingevallen materiaal van beek-begeleidende bomen, maar het kan ook materiaal van buiten het beekstelsel zijn dat machinaal is ingebracht als beekherstelmaatregel.

##### 4.2.2 Waarom dood hout?

In beken heeft dood hout een grote invloed op de geomorfologische processen (Swanson 1982a, b, Piégay & Gurnell, 1997, Webster *et al.*, 1999), de vastlegging en het transport van mineraal en organisch sediment, de verdeling van de stromingsenergie van het water, de energietoevoer en stoffencycli (Aumen *et al.*, 1990, Laiho & Prescott, 1999, Cummins, 1979, Bilby & Likens, 1980) en het biedt habitat en voedsel voor de levensgemeenschap (Franklin *et al.*, 1982, Sedell & Frogatt, 1984, Sedell *et al.*, 1982, Ralph *et al.*, 1994).

##### 4.2.3 Hoeveel dood hout?

In een natuurlijke laaglandbeek (boven-middenloop) in een bos bestaat gemiddeld ca. 25% van de bodem uit dood hout, terwijl nog eens gemiddeld ca. 25% bestaat uit detritusafzettingen, afgezet in de luwte van organische structuren (Anderson & Sedell, 1979, Verdonschot *et al.*, 1995). Dit betekent dat ongeveer de helft van het natuurlijke beekmilieu wordt gevormd door organisch materiaal. In natuurlijke benedenlopen neemt het aandeel van dood organisch materiaal met ongeveer de helft af.

##### 4.2.4 Toevoer van dood hout

Dood hout komt beschikbaar wanneer bomen afsterven, omwaaien of afbreken (Harmon *et al.*, 1986). De toevoer naar beken verloopt door het direct in de beek vallen van hout of indirect door onderspoeling van de oever en soms door transport tijdens inundaties (zie ook Everitt, 1968, Abbe & Montgomery, 1996). De natuurlijke aanvoer van organisch materiaal uit houtige oeverbegroeiingen is het hoogst in de herfst. Stormen kunnen leiden tot een sterk verhoogde toevoer van organisch materiaal naar de beek. Omgevallen bomen, afgebroken takken en grote hoeveelheden blad komen dan in de beek terecht en kunnen daar worden vastgehouden (Gregory *et al.*, 1985, Berg *et al.*, 1998).

##### 4.2.5 Afbraak van dood hout

Bomen die in beken vallen breken maar langzaam af. Geschat wordt dat het dood hout tientallen (zacht hout van wilg en populier) tot meer dan honderd jaar (hard hout van eik en beuk) aanwezig kan blijven (Hodkinson, 1975, Andersen *et al.*, 1978, Swanson & Lienkaemper, 1978, Naiman & Sedell 1980, Franklin *et al.*, 1981, Webster *et al.*, 1999, Diez *et al.*, 2002). Houteters spelen in Nederlandse beken geen rol. Bacteriën zorgen voor de afbraak (Crawford & Sutherland, 1979, Golladay & Sinsabaugh, 1991, Hax & Golladay, 1993). De bacteriën verteren van buitenaf het hout; dit verloopt langzaam vanwege het lage voedingsstoffengehalte van hout (Anderson *et al.*, 1978, Whittaker *et al.*, 1979, Dudley & Anderson, 1982, Triska & Cromack, 1980, Aumen, 1985, Webster *et al.*, 1999). Echter, in voedselrijke beken is de afbraak sneller (Aumen 1985, Diez *et al.*, 2002). Wanneer een dode boom in stukken breekt, gaat de afbraak ook sneller (Aumen, 1985, Gulis & Suberkropp, 2003).

##### 4.2.6 Verspreiding van dood hout door de beek

Dood hout is ongelijk verdeeld over een beekstelsel, met het meeste hout in de kleinere beken (Bilby & Ward 1989, Marcus *et al.*, 2002). Daar is (in de natuurlijke situatie) het dood hout meestal willekeurig verdeeld over de beek. Deze beken hebben onvoldoende kracht om het hout te verplaatsen en de verdeling geeft tegelijk de plek van toevoer weer. In midden- en benedenlopen treedt een meer geclusterde verdeling van dood hout op. Echter, lange dikke stammen kunnen ook hier zeer lang (jaren) blijven liggen (Swanson *et al.*, 1976, Keller & Tally, 1979). In benedenlopen en riviertjes kan een groot deel van het dode hout tijdens hoge afvoeren worden verplaatst. Het hout accumuleert dan geclusterd op de kop van eilandjes, bij de monding van zijbeken, op oever-aanzandingen en in buitenbochten (Keller & Swanson, 1979, Singer & Swanson, 1983, Wallace & Benke, 1984).

Indien in beken het verwijderen van hout stopt, duurt het ca. 7 jaar voordat het grootste deel van het hout weer opnieuw in de beek aanwezig is. Echter, het duurt nog veel langer voordat de oorspronkelijke morfologie volledig hersteld is (Gurnell & Sweet, 1998).

##### 4.2.7 Dood hout en stroming

Hydraulisch zorgen pakketten met dood hout voor 1.) stromingsvariatie, 2.) afvoer- en stroomsnelheidsvertraging en 3.) lokaal voor waterstandsverhoging. De mate van vertraging in de afvoer en de hoogte van opstuwing hangen sterk af van het beekprofiel, het verhang en het aantal en de dichtheid van de dood-hout-pakketten. De betekenis is daarmee schaalafhankelijk. Tijdens hoge afvoeren worden de dood-hout-pakketten, indien onder gemiddeld peil gelegen, overspoeld en zijn de hydraulische effecten veel kleiner dan in een zomersituatie.

##### 4.2.8 Dood hout en erosie en sedimentatie

Dood hout heeft negatieve en positieve kant voor het waterbeheer. Het kan enerzijds risico's op wateroverlast (verhoging grondwaterstand en/of inundatie) geven, vismigratie hinderen,

leiden tot loopverlegging en erosie bevorderen, maar anderzijds kan het ook stabiliteit geven, habitatheterogeniteit vergroten (Lisle & Kelly, 1982), het aantal poelen verhogen (Hogan 1985), de afvoer vertragen (Bilby & Likens, 1980, Bilby 1981, Speaker *et al.*, 1984, Speaker, 1985, Golladay *et al.*, 1987, Webster *et al.*, 1988, Leff & McArthur 1988) en de biodiversiteit verhogen. Beekverbreding en verondieping rond houtpakketten kan ook als positief worden gezien, bijvoorbeeld in sterk ingesneden situaties (Keller & Swanson, 1979).

#### 4.2.9 Dood hout en habitatheterogeniteit

Dood-hout-pakketten vormen 3-dimensionale structuren in het water, vergroten de habitat heterogeniteit (Forward 1984) en creëren poelen en stroomversnellingen. Ophoping van organisch materiaal leidt tot variatie in de stroomsnelheid en habitatvorming, dat weer leidt tot een grotere soortdiversiteit (Tolkamp, 1980). Plaatselijk ontstaan stroomversnellingen, waardoor vooral in sneller stromende beken (indien grind in de ondergrond aanwezig is) grindbanken kunnen ontstaan, terwijl in de luwte van de stroom afzetting van fijn organisch materiaal plaatsvindt. Stroomversnellingen en watervalletjes zorgen voor turbulentie, met als gevolg een goede zuurstofvoorziening. Beken zijn van nature met zuurstof verzadigd; in situaties waar dit niet het geval is kunnen dood-hout-pakketten via turbulentie zorgen voor een hogere verzadiging.

#### 4.2.10 Leven op en rondom dood hout

De aanwezigheid van dood hout biedt overlevingsmogelijkheden voor veel soorten (Gippel 1995). Dood-hout-pakketten vormen een belangrijk stabiel, stromingsluw, koel habitat voor vis (Franklin *et al.*, 1981, Maser & Trappe, 1984, Meehan *et al.*, 1977, Sedell *et al.*, 1982, Swanson *et al.*, 1982b, Triska *et al.*, 1982, Everest & Meehan, 1981, June 1981, Lister & Genoe, 1979, Osborn, 1981, Beechie & Sibley, 1997, Crook & Robertson, 1999). Omdat dood hout ook zorgt voor meanderafsnoeiing, draagt het bij aan de vorming van refugia en paaiplaatsen (Peterson, 1979, Bisson *et al.*, 1987, Everett & Ruiz, 1993).

Ook macrofauna maakt veelvuldig gebruik van dood hout. Voor de voedselvoorziening is hout met name belangrijk via het begrazen van de op dood hout aanwezige biofilm en ingevangen detritus (Tank *et al.*, 1998) en van de in het hout levende microben en schimmels door boorders en mineerders (waarbij de mate van rotting en het watergehalte de voedselkwaliteit bepaalt). Andere functies van houtpakketten zijn het bieden van schuil-, ei-afzet- en hechtingsplaatsen (bijv. voor filtreerders of poppen), bouw materiaal voor huisjes en het bieden van een route van land/lucht naar water of omgekeerd, wat van belang is bij de emergentie en ei-afzet (Wisseman & Anderson, 1984). Schavers, schrapers, ondiepe tunnelbouwers en klevers gebruiken het oppervlak en de barsten en holten in het dode hout. Er leven veel meer individuen op hout dan in slib of zand (Benke *et al.*, 1984). Bewoners van harde substraten kiezen hout boven grind omdat hout beter beschermt tegen predatie, uitdrogen en hoge temperaturen (omdat het hout ook water bevat). In Nederland komen weinig echte houteters (xylofagen) voor, waarschijnlijk als gevolg van het eeuwenlang weghalen van dood hout uit oppervlaktewateren.

#### 4.2.11 Wat gebeurt er als dood hout wordt verwijderd?

De belangrijkste oorzaken voor het verdwijnen van hout uit beken zijn: 1.) het weghalen van de beekbegeleidende houtige vegetaties (Kristensen & Hansen, 1994) en 2.) het schonen van de watergangen om a.) de afvoer te waarborgen, b.) het maaibeheer niet te hinderen, c.) bevaaren mogelijk te houden, en d.) ophoping van afval te voorkomen.

Het weghalen van dood hout betekent: 1.) het optreden van verslibbing met zuurstofgebrek (Boulton, 2003), 2.) verlies van habitatheterogeniteit (D'Angelo *et al.*, 1993), 3.) versnellen van de afvoer van water en organisch materiaal, zoals blad (Speaker *et al.*, 1984) en daardoor verlagen van de retentie (Newbold *et al.*, 1981).

### 4.3 HOE KAN DOOD HOUT IN BEKEN WORDEN TOEGEPAST?

Dood hout hoort van nature in een beek thuis. Het niet verwijderen van dood hout is de beste toepassing in beken die al door houtige begroeiing zijn omgeven. In andere beken dienen eerst beekbegeleidende bomen te worden aangeplant. De ontwikkeling hiervan duurt jaren; het is dan zinvol om alvast dood hout actief in te brengen om habitat- en stromingsheterogeniteit en biodiversiteit te stimuleren.

#### 4.3.1 Vormen van houtinbreng

##### Oeverbeschoeiing

Oeverbeschoeiing wordt aangebracht om de loop van de beek vast te leggen en daarmee oevererosie en loopverlegging te stoppen. Dood hout kan op verschillende manieren worden ingezet (Figuur 4.1, 4.2):

- paaltjes;
- vlechtwerk van wilgentenen (wiepen);
- boomstammen die langs/in de oever worden geplaatst;
- boomstronken/-stobben in de oever.



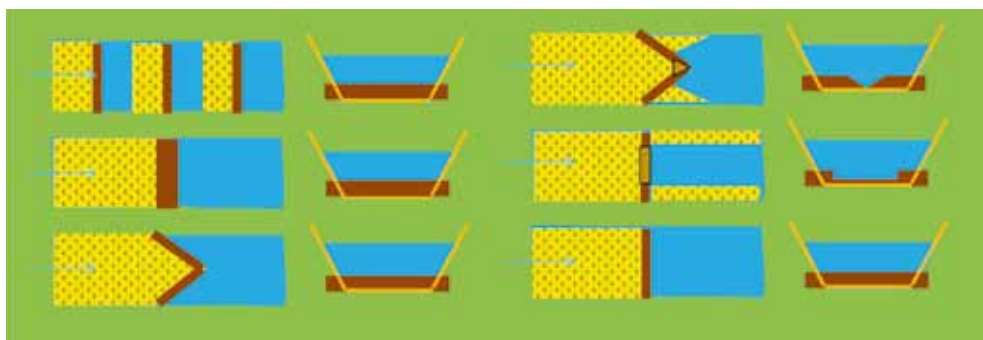
FIGUUR 4.1 | Oeverbeschoeiing met paaltjes (links) of vlechtwerken van wilgentenen (rechts).

De aanleg met paaltjes of vlechtwerken creëert een scherpere scheiding tussen water en land dan een meer speelse aanleg met boomstammen. T.o.v. een hardhouten of een stenen beschoeiing biedt dood hout een meer natuurlijke aanhechting. Wilgentenen schieten wel gemakkelijk uit en vormen dan een levend hout-oever met een dicht netwerk aan wortels en takken.

De aanleg met boomstammen in de lengterichting creëert een stevige oever die, wanneer nog zijtakken aanwezig blijven, ook extra habitat bieden (Figuur 4.2). Nog steviger is het gebruik van boomstobben die verankerd worden met de stam in de oever over ca. 3 m of meer afhankelijk van de breedte van de beek en de dikte van de boom. De habitatheterogeniteit is groter bij het gebruik van boomstammen en/of stobben t.o.v. paaltjes of vlechtwerken. Onderhoud en kanovaart blijven mogelijk terwijl nauwelijks huisvuil zal ophopen.



FIGUUR 4.2 | Oeverbeschoeiing met boomstammen in de lengterichting (links) of boomstobben tegen de stroomdraad (rechts).

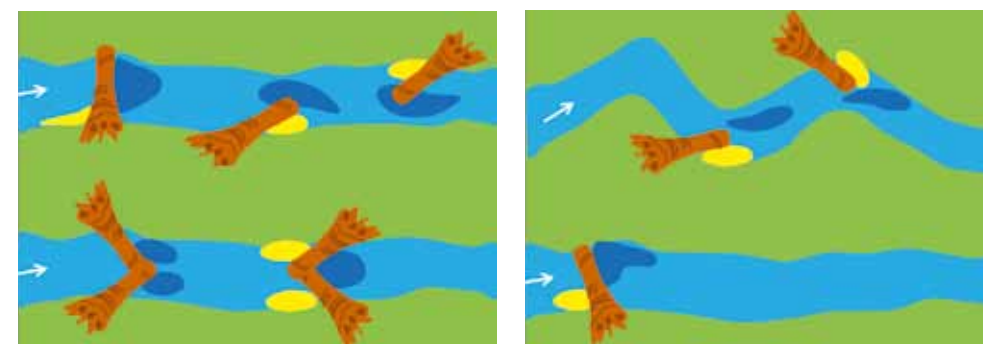


FIGUUR 4.3 | Voorbeelden van mogelijke ligging en vorm van bodemdrempels.

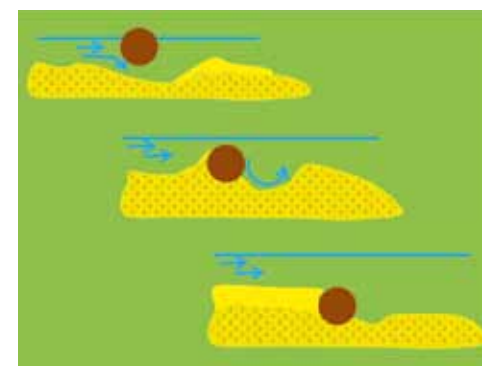
#### Bodemdrempels, drempels

Drempels vormen vaste punten in een vervallijn van een beek en zijn belangrijk om terugschrijdende erosie te voorkomen. Drempels van dikke boomstammen worden verankerd in oever (afhankelijk van de stevigheid van de oever en de afvoer tussen niet tot 2x de breedte van de watergang), uit en dienen voldoende diep in de bodem (driekwart tot de helft) te liggen om onderspoeling te voorkomen (Figuur 4.3).

Plaatsing van een stam horizontaal en loodrecht op de stromingsrichting leidt tot sedimentatie bovenstrooms en meer erosie benedenstrooms (Figuur 4.4). Komt de drempel/stam los van de bodem of treedt onderspoeling op dan ontstaat door de onderstroom sterke erosie (Figuur 4.5). Door bovenstroomse opstuwung wordt de stroomsnelheid verlaagd en slaat slib/organisch en fijn mineraal materiaal neer. De bodem bovenstrooms komt omhoog. Benedenstrooms treedt door versnelling van de stroomsnelheid en het optreden van turbulente stroming erosie op en ontstaat een kuil. De bijdrage aan habitatheterogeniteit is zeer beperkt maar lokaal treden zowel negatieve als positieve effecten op voor stromings- en zuurstofminnende soorten.



FIGUUR 4.4 | Bodemdrempels loodrecht of schuin in de beek, gedeeltelijk of geheel de beek overspannend.



FIGUUR 4.5 | Voorbeelden van onderspoeling (boven), erosie (midden) en aanzanding (onder) boven- en benedenstrooms van een bodemdrempel.

Plaatsing van twee boomstammen schuin in de beek heeft vergelijkbare effecten. Halve overspanning van de beek leidt tot erosie aan de open zijde en depositie in de geblokkeerde luwe zijde van de stam. Hierbij treedt 'overall' geen aanzanding op.

#### Netwerken

Door de takken en boomstammen vanaf de oever in de beek te plaatsen en onderling te 'verweven' wordt een netwerk (houtpakket) gebouwd wat door de onderlinge ligging van de boomstammen en takken extra stevigheid geeft (zie ook [www.wur.nl](http://www.wur.nl), 'Protocol inbrengen dood hout'). Waar mogelijk worden per 'houtpakket' de dikkere boomstammen in de oever verankerd en worden de overige boomstammetjes en takken in deze vastgelegde structuren verweven (Figuur 4.6). Het is de bedoeling dat bladval in de herfst zorgt voor een aanvulling van nog eens 25% organisch materiaal. Bij de keuze van het hout worden niet alleen dikke stammen maar zoveel mogelijk kronen gebruikt (zorg voor zoveel mogelijk structuur). Het verdient aanbeveling om zogenaamde hardhout soorten, zoals eik en beuk, te gebruiken en wilg of populier te mijden omdat deze laatste soorten gemakkelijk uitlopen en sneller rotten. De positionering van het hout is zodanig dat de stroomdraad niet langs de oevers ligt maar verspreid over het 'houtpakket' loopt.

De 'houtpakketten' moeten zodanig ingericht worden dat het water tijdens de piekafvoer over de 'pakketten' heen stroomt met in de oever plaatselijk een uitstekende tak ie als brug tussen lucht/land en water fungeert.

Dood hout pakketten die ook voorzien van een bodemdrempel of waar zwaardere stammen deze rol gaan vervullen zijn ook geschikt om aanzanding te versnellen of in te zetten in combinatie met zandsuppletie (Foto 4.1). Tegelijk kan dit leiden tot stijging van de grondwaterstand en vernatting van de beekdalbodem.



FIGUUR 4.6 | Voorbeeld van een houtpakket als netwerk in de stroom.

#### 4.3.2 Initiatie van processen

De aanwezigheid van hout initieert meer natuurlijke hydromorfologische processen, zoals het creëren van stromingsvariatie, het vergroten van habitatheterogeniteit, variatie in de bodemmorfolgie (vorming zandbanken en poelen) en de beïnvloeding van de loop (vastleggen of omleiden, vertakkingen creëren, bochten initiëren; Figuur 4.7). Hierboven zagen we al dat dood hout kan bijdragen aan de beekboderverhoging door het invangen van zand. Het kan de randvoorwaarden scheppen voor bijvoorbeeld het verbinden van de beek met het beekdal via aanzanding, wat weer leidt tot het ontstaan van droog-nat-gradiënten en beekbegeleidende natte zones. Deze fungeren op hun beurt weer als plekken waar water langer achter blijft. Deze bodemophoging kan eventueel worden gestimuleerd door hout in te brengen in combinatie met zandsuppletie (Figuur 4.8).

### 4.4 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

#### 4.4.1 Het belang van dood hout

Kortom, dood hout speelt een essentiële rol in het ecosysteem van een beek en haar beekbegeleidende zone (Bilby & Likens, 1980, Smock *et al.*, 1989, Allan, 1995, Gerhard & Reich, 2000, Gurnell *et al.*, 2002):



FIGUUR 4.8 | Houtpakket in combinatie met zandsuppletie in de Leuvenumse beek. Na het suppleren van 200 m<sup>3</sup> zand is de beekbodem omhoog gekomen tot vrijwel de bovenzijde van het houtpakket (maximaal 58 cm), geholpen door de verdichting van het houtpakket door bladval. Door opstuwing is de beek buiten zijn oevers getreden en vindt via diverse stroompjes zijn weg door het beekdal: beek en dal zijn verbonden en er zijn droog-nat gradiënten ontstaan.



FIGUUR 4.7 | Initiatie van bochtvorming door inbrengen van stobben (links) of het ontstaan van anastomosing (vertakking van de stroomdraad) (rechts).

- in het water gevallen takken en boomstammen zorgen voor natuurlijke obstakels in de beek, hetgeen weer zorgt voor veranderingen in de morfologie van de beek, voor poelen, stroomversnellingen (deze turbulentie voegt zuurstof toe aan het water), dammen en plekken met organisch en mineraal materiaal;
- dammen wijzigen het stroomprofiel en leiden op de lange termijn tot afgesneden bochten en dus het ontstaan van oude beekarmen;
- takken en boomstammen vormen een verhoging van de stromingsweerstand en veroorzaken daardoor hogere waterstanden, wat mogelijk ook als maatregel voor verdrogingsbestrijding en aftopping van piekafvoeren gezien kan worden;
- het dood hout en het organische materiaal dat zich hiertussen verzamelt vormt een belangrijke bron van voedsel in het beekecosysteem en zorgt voor omzetting van voedingsstoffen. Bladeren en takken die in het water vallen worden gefragmenteerd en opgegeten door macrofauna (knippers). De kleinere stukjes materiaal worden vervolgens weer gegeten door filtreerders en verzamelaars. Op het hout en het blad leven weer bacteriën en algen die als voedsel dienen voor allerlei schrapers en grazers. Vissen op hun beurt leven weer van al deze dieren. Luwtes achter en tussen takken of dammen van organisch materiaal zijn geschikt als paaiplaats voor vis, voor ei-afzetting van diverse insecten en als milieu voor de ontwikkeling van veel jonge dieren (als schuilplaats, aanhechtingsplaats, rustplaats);
- dood hout zorgt via variatie in stromingsprocessen en vorming van diverse leefmilieus voor een grotere soortdiversiteit.

#### 4.4.2 Waarom dood hout actief inbrengen?

Een belangrijke stap om doelen van de Kaderrichtlijn Water in beken te realiseren is het herstellen van een natuurlijke beekmorfologie en -hydrologie. Beekbegeleidende vegetatie en dood hout zijn de vormende en bepalende factoren voor de morfologie, hydrologie en de ecologie van een beek. Tot nog toe worden omgevallen bomen, takken en ophopingen van blad direct uit de meeste beken verwijderd met het oog op de garantie van de waterafvoer en het voorkomen vernatting en inundatie.

Meer doen met het toelaten van dit materiaal, hier aangeduid als dood hout inbrengen, is echter vanuit het bereiken van ecologische doelstellingen een grote kans. Het weghalen doet het beekwater versneld wegstromen en leidt tot insnijding van de beek wat weer zandtransport en verdroging van de beekbegeleidende gronden tot gevolg heeft. Tegelijkertijd heeft het verwijderen van dood hout en bladeren uit de beek tot gevolg dat de natuurlijke voedselkringloop niet goed functioneert.

Het inbrengen van dood hout in de beek is een zeer kosteneffectieve methode. Omdat natuurlijke beken ongeveer voor 50% bedekt zijn met dood hout en detritus, is een streven naar 30-50% een passende doelstelling die de processen herstelt die thuishoren in een beek, herstelt. Het levert waterretentie (WB21), biedt structuren aan beekbewoners (KRW kwaliteitselementen) en is een anti-verdrogingsmaatregel. In het buitenland wordt deze maatregel veelvuldig en grootschalig toegepast om de natuurlijke beekmorfologie -hydrologie en -eco-

logie te herstellen. De resultaten zijn zeer succesvol, waarbij naast effecten als beekbodemverhoging, waterretentie, substraat- en stromingsvariatie ook de ecologie van de beek zinderogen opknapt (o.a. Lester & Boulton, 2008).

#### 4.5 LITERATUUR

- Abbe T.B. & Montgomery D.R. 1996. Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. *Regulated Rivers Research & Management* 12(23): 201-221.
- Allan J.D. 1995. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Kluwer Dordrecht, Netherlands. 388 pp.
- Anderson N.H. & Sedell J.R. 1979. Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Ann. Rev. Entomol.* 24: 351-377.
- Anderson N.H., Sedell J.R., Roberts L.M. & Triska F.J. 1978. The role of aquatic invertebrates in processing wood debris from coniferous forest streams. *Am. Midl. Nat.* 100: 64-82.
- Aumen N.G., Bottomley P.J. & Gregory S.V. 1985. Impact of nitrogen and phosphorus on [14C] lignocellulose decomposition by stream wood microflora. *Applied and environmental microbiology* 49(5): 1113-1118.
- Aumen N.G., Hawkins C.P. & Gregory S.V. 1990. Influence of woody debris on nutrient retention in catastrophically disturbed streams. *Hydrobiologia* 190(3): 183-192.
- Beechie T.J. & Sibley T.H. 1997. Relationships between channel characteristics, woody debris, and fish habitat in northwestern Washington streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 126(2): 217-229.
- Benke A.C., Van Arsdall T.C., Gillespie D.M. & Parrish F.K. 1984. Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: the importance of habitat and life history. *Ecol. Monogr.* 54: 25-63
- Berg N., Carlson A. & Azuma D. 1998). Function and dynamics of woody debris in stream reaches in the central Sierra Nevada, California. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(8): 1807-1820.
- Bilby R.E & Likens G.E. 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology* 60:1107-1113.
- Bilby R.E. 1981. Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology* 62: 1134-1143.
- Bilby R.E. & Ward J.W. 1989. Changes in characteristics and function of woody debris with increasing size of streams in western Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 118(4): 368-378.
- Bisson P.A., Bilby R.E., Bryant M.D., Dolloff C.A., Grette G.B., House R.A., Murphy M.L., Koski K.V. & Sedell J.R. 1987. Large woody debris in forested streams in the Pacific Northwest: past, present and future. In: Salo E.O., Cundy T.W. (eds) *Streamside management: forestry and fishery interactions*. College of Forest Resources, Univ of Washington, Seattle, WA, pp. 143-190.
- Boulton A.J. 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 48(7): 1173-1185.
- Crawford D.L. & Sutherland J.B. 1979. The role of actinomycetes in the decomposition of lignocellulose. *Dev. Ind. Microbiol.* 20: 143-151.

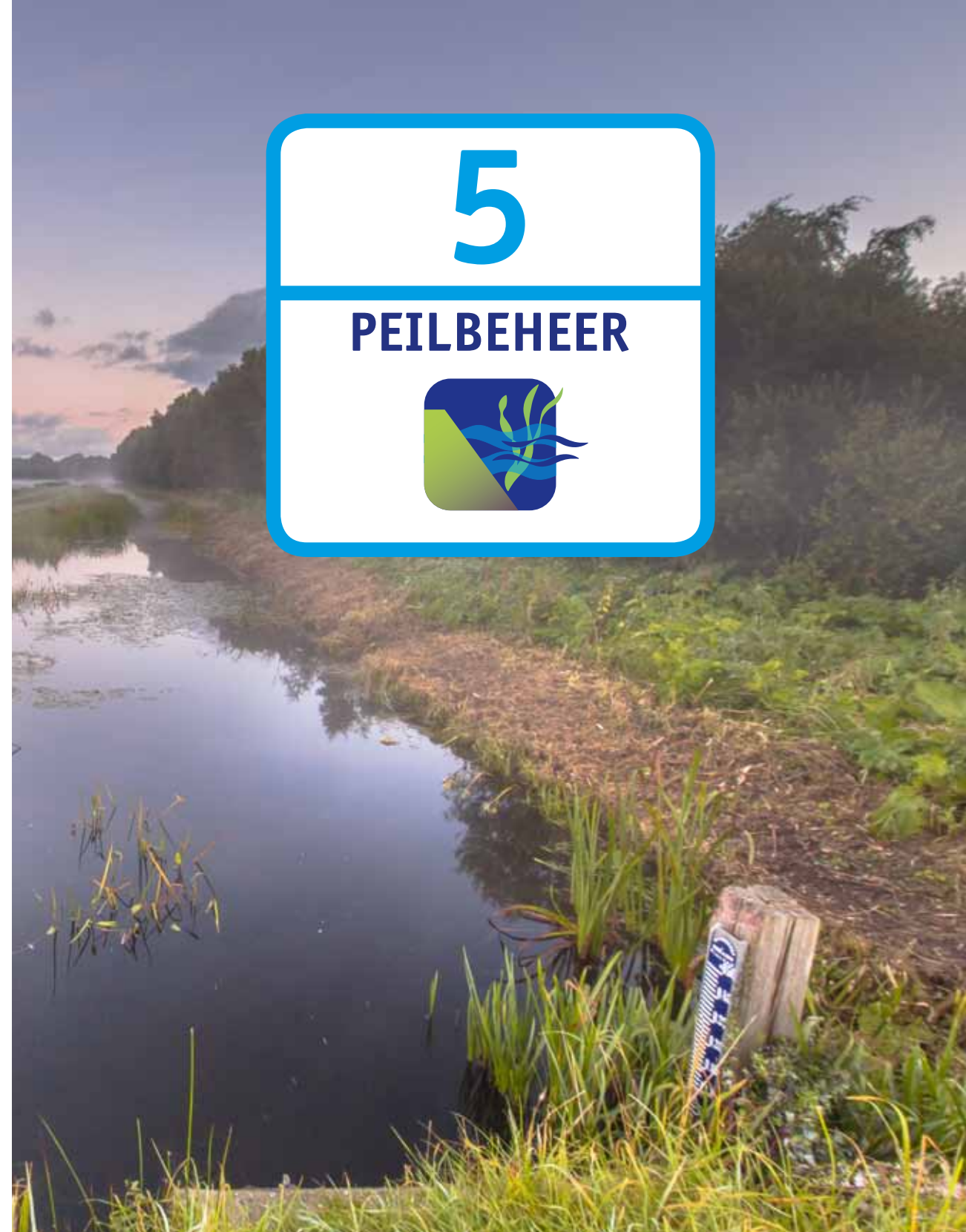
- Crook D.A. & Robertson A.I. 1999. Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. *Marine and Freshwater Research* 50(8): 941-953.
- Cummins K.W. 1979. The natural stream ecosystem. In: *The ecology of regulated streams* Springer US. pp. 7-24.
- D'Angelo D.J., Webster J.R., Gregory S.V. & Meyer J.L. 1993. Transient storage in Appalachian and Cascade mountain streams as related to hydraulic characteristics. *Journal of the North American Benthological Society* 223-235.
- Diez J., Elozegi A., Chauvet E. & Pozo J. 2002. Breakdown of wood in the Agüera stream. *Freshwater Biology* 47(11): 2205-2215.
- Dudley T. & Anderson N.H. 1982. A survey of invertebrates associated with wood debris in aquatic habitats. *Melandria* 39:1-21.
- Everest F.H. & Meehan W.R. 1981. Forest management and anadromous fish habitat productivity. *Transactions of the 46th North American Wildlife and Natural Resources Conference*. pp. 521-530.
- Everett B.L. & Ruiz G.M. 1993. Coarse Woody Debris as a Refuge from Predation in Aquatic Communities. *An Experimental Test*. *Oecologia* 93(4): 475-486.
- Everitt B.L. 1968. Use of cottonwood in an investigation of the recent history of a floodplain. *Am. J. Sci.* 266: 417-439.
- Forward C.D. 1984. Organic debris complexity and its effect on small scale distribution and abundance of coho (*Oncorhynchus kisutch*) fry populations in Carnation Creek, British Columbia. B.S.F. thesis, University of British Columbia, Vancouver.
- Franklin J.F., Cromack Jr.K., Denison W., McKee A., Maser C., Sedell J., Swanson F. & Juday G. 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests.
- Franklin J.F., Swanson F.J. & Sedell J.R. 1982. Relationships within the valley floor ecosystems in western Olympic National Park: A summary. In *Ecological Research in National Parks of the Pacific Northwest*. Proceedings of the Second Conference on Scientific Research in the National Parks, San Francisco, California. pp. 43-45.
- Gerhard M. & Reich M. 2000. Restoration of Streams with Large Wood: Effects of Accumulated and Built-in Wood on Channel Morphology, Habitat Diversity and Aquatic Fauna. *International Review of Hydrobiology* 85: 123-136.
- Gippel C.J. 1995. Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers. *Journal of Environmental Engineering* 121(5): 388-395.
- Golladay S.W., Webster J.R. & Benfield E.F. 1987. Changes in stream morphology and storm transport of seston following watershed disturbance. *Journal of the North American Benthological Society* 6: 1-11.
- Golladay S.W. & Sinsabaugh R.L. 1991. Biofilm development on leaf and wood surfaces in a boreal river. *Freshwater Biology* 25: 437-450.
- Gregory K.J., Gurnell A.M. & Hill C.T. 1985. The permanence of debris dams related to river channel processes. *Hydrol. Sci.* 30: 371-381.
- Gulis V. & Suberkropp K. 2003. Effect of inorganic nutrients on relative contributions of fungi and bacteria to carbon flow from submerged decomposing leaf litter. *Microbial Ecology* 45(1): 11-19.
- Gurnell A.M. & Sweet R. 1998. The distribution of large woody debris accumulations and pools in relation to woodland stream management in a small, low-gradient stream. *Earth Surface Processes and Landforms* 23(12): 1101-1121.
- Gurnell A.M., Piegay H., Swanson, F.J. & Gregory S.V. 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology* 47(4): 601-619.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K.J. & Cummins K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In: MacFadyen A, Ford ED (eds) *Advances in Ecological Research*. Academic Press. pp. 133-302.
- Hax C.L. & Golladay S.W. 1993. Macroinvertebrate colonization and biofilm development on leaves and wood in a boreal river. *Freshwater Biology* 29: 79-87.
- Hodkinson I. D. 1975. Dry weight loss and chemical changes in vascular plant litter of terrestrial origin, occurring in a beaver pond ecosystem. *Journal of Ecology* 63: 131-142.
- Hogan D. 1985. The influence of large organic debris on channel morphology in Queen Charlotte Island streams. *Proceedings of the Western Association of Fish and Wildlife Agencies*, pp. 263-273.
- June J. 1981. Life history and habitat utilization of cutthroat trout (*Salmo clarki*) in a headwater stream on the Olympic Peninsula, Washington. H. S. thesis, University of Washington, Seattle.
- Keller E.A. & Tally T. 1979. Effects of large organic debris on channel form and fluvial processes in the coastal redwood environment. In: D. D. Rhodes and G. P. Williams (editors). *Adjustments on the fluvial system*. State University of New York, Binghamton, New York. Pp. 66-70.
- Keller E.A. & Swanson F.J. 1979. Effects of large organic material on channel form and fluvial processes. *Earth Surface Processes* 4: 361-380.
- Kristensen P. & Hansen H.O. 1994. *European rivers and lakes: assessment of their environmental state*. European Environmental Agency.
- Laiho R. & Prescott C.E. 1999. The contribution of coarse woody debris to carbon, nitrogen, and phosphorus cycles in three Rocky Mountain coniferous forests. *Canadian Journal of Forest Research* 29(10): 1592-1603.
- Leff L.G. & McArthur J.V. 1988. Seston and dissolved organic carbon Transport during storm flows in a natural and a disturbed coastal plain stream. *Journal of Freshwater Ecology* 4: 271-277
- Lester R.E. & Boulton A.J. 2008. Rehabilitating agricultural streams in Australia with wood: a review. *Environmental management* 42(2): 310-326.
- Lisle T.E. & Kelly H.H. 1982. Effects of large roughness elements on the thalweg course and pool spacing. In: L. B. Leopold (ed.) *American Geomorphological Field Group Field Trip Guidebook, 1982 Conference*, Pinedale, Wyoming, pp. 134-135. Am. Geophys. Union, Berkeley, California.
- Lister D.B. & Genoe H.S. 1979. Stream habitat utilization by cohabiting underyearlings of chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) and coho salmon (*O. kisutch*) in the Big Qualicum River, British Columbia. *J. Fish. Res. Board Can.* 27:1215-1224.
- Marcus W.A., Marston R.A., Colvard C.R. & Gray R.D. 2002. Mapping the spatial and temporal distributions of woody debris in streams of the Greater Yellowstone Ecosystem, USA. *Geomorphology* 44(3): 323-335.



- Maser C. & Trappe J.M. 1984. fallen tree--a source of diversity. In New forests for a changing world: proceedings of the 1983 Convention of the Society of American Foresters, Portland, Oregon, October 16-20. [Bethesda, Md.]: The Society, 1984.
- Meehan W.R., Swanson F.J. & Sedell J.R. 1977. Influences of riparian vegetation on aquatic ecosystems with particular reference to salmonid fishes and their food supply. USDA Forest Service General Technical Report RM (USA).
- Murphy M.L., & Koski K.V. 1989. Input and depletion of woody debris in Alaska streams and implications for streamside management. North American Journal of Fisheries Management 9(4): 427-436.
- Naiman R.J. & Sedell J.R. 1980. Relationships between metabolic parameters and stream order in Oregon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37(5): 834-847.
- Newbold J.D., Elwood J.W., O'Neill R.V. & Winkle W.V. 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38(7): 860-863.
- Osborn J.G. 1981. The effects of logging on cutthroat trout (*Salmo clarki*) in small headwater streams. FRI-W-8113. Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle.
- Peterson N.P. 1979. The Role of Spring Ponds in the Winter Ecology and Natural Production of Coho Salmon (*Oncorhynchus kitchin*) on the Olympic Peninsula, Washington (Doctoral dissertation, University of Washington).
- Piégay H. & Gurnell A.M. 1997. Large woody debris and river geomorphological pattern: examples from SE France and S. England. Geomorphology 19(1): 99-116.
- Ralph S. C., Poole G.C., Conquest L.L., & Naiman R.J. 1994. Stream channel morphology and woody debris in logged and unlogged basins of western Washington. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51(1): 37-51.
- Sedell J.R. & Froggatt J.L. 1984. Importance of streamside forests to large rivers: the isolation of the Willamette River, Oregon, U.S.A., from its floodplain by snagging and streamside forest removal. Verh Int Verein Limnol 22:1824-1834
- Sedell J.R., Everest F.H. & Swanson F.J. 1982. Fish habitat and streamside management: past and present. Soc Amer Foresters, Proc Ann Mtg 1981, pp. 244-255.
- Sedell Jr, Everest F.H. & Swanson F.J. 1982. Fish habitat and streamside management: past and present. In: Proceedings of the Society of American Foresters, Annual Meeting: 244-255. (September 27-30, 1981).
- Singer S., Swanson M.L., & Casale R.J. 1983. Soquel Creek storm damage recovery plan. US Soil Conservation Service, Plan.
- Smock L.A., Metzler G.M. & Gladden, J.E. 1989. Role of debris dams in the structure and functioning of low-gradient headwater streams. Ecology, 70: 764-775.
- Speaker R. 1985. Distribution and retention of particulate organic matter in streams in the Cascade Mountains of Oregon. Masters' thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- Speaker R., Moore K. & Gregory S. 1984. Analysis of the process of retention of organic matter in stream ecosystems. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 22:1835-1841.
- Swanson F.J. & Lienkaemper G.W. 1978. Physical consequences of large organic debris in Pacific Northwest streams. Forest Service General Technical Report PNW-69, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon, USA.
- Swanson F.J. & Lienkaemper G.W. 1982a. Interactions among fluvial processes, forest vegetation, and aquatic ecosystems, South Fork Hoh River, Olympic National Park. In E. E. Starkey, J. F. Franklin, and J. W. Matthews (eds.) Ecological research in national parks of the Pacific Northwest, pp. 30-34. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis.
- Swanson F.J., Lienkaemper G.W. & J.R. Sedell 1976. History, physical effects and management implications of large organic debris in western Oregon streams. Forest Service General Technical Report PNW-56, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, Oregon, USA.
- Swanson F.J., Gregory S.V., Sedell J.R. & Campbell A.G. 1982b. Land-water interactions: The riparian zone. In R. L. Edmonds (ed.) Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States, pp. 267-291. Hutchinson Ross Publishing Co., Stroudsburg, Pennsylvania.
- Tank J.L., Webster J.R., Benfield E.F. & Sinsabaugh R.L. 1998. Effect of litter exclusion on microbial enzyme activity associated with wood biofilms in streams. Journal of the North American Benthological Society 17: 95-103.
- Tank J.L. & Webster J.R. 1998. Interaction of substrate and nutrient availability on wood biofilm processes in streams. Ecology 79(6): 2168-2179.
- Tolkamp H.H. 1981. Organism-substrate relationships in lowland streams. Doctoral dissertation, Pudoc.
- Triska, F.J., Sedell J.R. & Gregory S.V. 1982. Coniferous forest streams. In R. L. Edmonds (ed.) Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States, p. 292-332. Hutchinson Ross Publishing Co., Stroudsburg, Pennsylvania.
- Triska F.J. & Cromack K. 1980. The role of wood debris in forests and streams. In: Waring RH (ed) Forests: fresh perspectives from ecosystem analysis. Proceedings 40th Biology Colloquium (1979). Oregon State University Press, Corvallis, pp 171-190.
- Verdonschot P.F.M. (ed.) 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer; STOWA 95-03.
- Wallace J.B. & Benke A.C. 1984. Quantification of wood habitat in subtropical coastal plain streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1643-1652.
- Webster J.R., Benfield E.F., Ehrman T.P., Schaeffer M.A., Tank J.L., Hutchens J.J. & D'Angelo D.J. 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A synthesis of new and published information from Coweeta. Freshwater Biology 41: 687-705.
- Webster J.R., Benfields E.F., Golladay W., Kazmierczajkr R .F., Perrya W.B. & Peters Ndg.T. 1988. Effects of watershed disturbance on stream seston characteristics. In W.T. Swank and D.A. Crossley, Jr. (editors). Forest hydrology and ecology at Coweeta. Springer- Verlag, New York. pp. 279-296.
- Whittaker R.H., Likens G.E., Bormann F.H., Easton J.S., & Siccama T.G. 1979. The Hubbard Brook ecosystem study: forest nutrient cycling and element behavior. Ecology: 203-220.
- Wiseman R.W. & Anderson N.H. 1984. Mortality factors affecting Trichoptera eggs and pupae in an Oregon Coast Range watershed. Proc. 4th Internat. Symp. Trichoptera, J.C. Morse (ed.), Junk, The Hague, 455-460.

5

PEILBEHEER



## 5.1 DOEL

Het peilbeheer grijpt in op verschillende aspecten van het beekecosysteem. Naast consequenties voor de afvoer en de stroming in de watergang heeft het grote invloed - in combinatie met de vorm van het dwarsprofiel - op de ontwikkeling van het oevermilieu. Dit hoofdstuk richt zich op beide aspecten: I.) de gevolgen van veranderingen in de stroming en de timing daarvan op de patronen en processen in de beek en II.) de gevolgen van peilbeheer op de ontwikkeling en de processen in de oeverzone. Met deze kennis kan peilbeheer ingezet worden als beheersmaatregel, waarbij het verbeteren of optimaliseren van de ecologische toestand van de watergang het streven is.

## 5.2 ACHTERGROND

Onder natuurlijke omstandigheden volgt het beekpeil de seizoenen met hogere afvoeren en waterstanden in de winter en lagere in de zomer. Voor landbouwkundige doelen is dit ongunstig en is daarom peilbeheer ingesteld. Vaak is dit peilbeheer in beken veel minder rigide dan in sloten; in de winter wordt vrije afstroming volledig toegelaten, terwijl in de zomer juist meer water wordt vastgehouden. Juist het vasthouden van water leidt tot verlaging of wegvallen van afvoer en stroming en voorkomt tegelijkertijd droogval. Dreigt droogval op te treden dan wordt vaak water ingelaten. Inlaatwater heeft vaak een andere chemische samenstelling dan gebiedseigen water (Lamers *et al.*, 2006). Sommige beken stromen overigens in de zomer alleen dankzij een continue aanvoer van water vanuit RWZI's. Verandering in de stroming van de beek t.o.v. van de natuurlijke situatie heeft ook gevolgen voor de mate van inundatie, het verloop in de grondwaterstand in het beekdal, de erosie, transport- en sedimentatieprocessen in de beek en de toevoer en afvoer van stoffen. Al deze veranderingen werken door in de habitatontwikkeling in de beek (vooral voor aquatische gemeenschappen) en in het dal (vooral voor oever en overstromingsgemeenschappen).

## 5.3 EFFECTEN VAN PEILBEHEER OP STROMING

### 5.3.1 Biologische aanpassingen aan stroming

'Beken stromen' was de titel van het eerste handboek beekherstel (Verdonschot *et al.*, 1995). Deze titel was heel bewust gekozen. Beekherstel deed zijn intrede na een periode van kanalisatie (het rechte trekken van kronkelende beeklopen), normalisatie (het onder normprofiel brengen van onregelmatige en asymmetrische dwarsprofielen) en regulatie (het reguleren van beekpeilen door het stuwen van beken), waardoor continue stroming uit veel beken, met name in de zomerperiode, verdwenen was.

Stroming heeft directe gevolgen voor stromend water (rheofiele) soorten en is daarmee een zogenoemde sleutelfactor.

Stroming op de schaal van het organisme betreft de waterbeweging, die zorgt voor:

- aanvoer van zuurstof;
- aanvoer van voedsel/voedingsstoffen;

- afvoer van afvalproducten;
- stress door continu aanwezige fysieke krachten.

Stroming op een groter schaalniveau, maar wel direct van invloed op het organisme betreft vooral:

- stagnatie;
- droogval;
- piekafvoeren.

Stromend water soorten hebben in de tijd aanpassingen ontwikkeld om te kunnen leven in het stromend water milieu. Voor de Nederlandse beken zijn dit vooral aanpassingen aan langzaam stromend water, alleen in heuvellandbeken (Zuid Limburg) zijn meer extreme aanpassingen te vinden.

### *Aanpassingen op de schaal van het organisme*

De aanwezigheid van stroming geldt als een van de belangrijkste ecologische hoofdfactoren in het aquatische milieu (Hynes, 1970). Stroming betekent voor de beekfauna enerzijds een bron van stress (er moet actief energie worden verbruikt om de stroming te weerstaan en niet te worden weggespoeld), anderzijds kan de aanwezigheid van stroming ook worden opgevat als een verrijking van het habitat (via bijvoorbeeld het genereren van habitatdynamiek en een goede zuurstof- of voedselvoorziening). In het voorkomen van waterplanten, macrofauna en vissen zijn er verschillen tussen soorten die voornamelijk stromend water bewonen, soorten die alleen goed gedijen in stilstaand water en een intermediaire groep die zowel voorkomt in stromend als stilstaand water.

Bepalend voor het leven in de stroming is het vermogen om voldoende energie beschikbaar te houden om deze stroming te weerstaan. De hoogte van de stroomsnelheid bepaalt de hoeveelheid energie die nodig is voor een organisme om zich te kunnen handhaven. Vastzittende organismen (o.a. wortelende waterplanten en zoetwaterpoliepen) verbruiken nauwelijks energie om de stroming te trotseren. Ze zitten immers vast. Nadeel is dat ze wat betreft hun voedselvoorziening direct aangewezen zijn op wat het voorbij stromende water aanbiedt.

Waterplanten hebben aanpassingen aan stroming in de vorm van een goed ontwikkeld wortelstelsel (vasthechting in de bodem), een slanke en weinig in de breedte vertakte groeivorm (ter vermindering van de mechanische weerstand) en vaak opvallend weinig steunweefsel, waardoor ze zeer flexibel zijn en niet snel afbreken.

Vrijlevende (macrofauna) organismen kunnen allerlei aanpassingen hebben (Hynes, 1970):

1.) Een afgeplatte lichaamsvorm stelt ze in staat te leven in de grenslaag tussen substraat en water (veel eendagsvliegen, steenvliegen, alle platwormen). Echter, sommige soorten zijn afgeplat omdat ze een specifiek habitat bewonen, bijvoorbeeld onder stenen (sommige keverlarven).

2.) Een gestroomlijnde lichaamsvorm biedt minder weerstand aan de stroming, waardoor het energieverbruik wordt verlaagd (eendagsvliegen, steenvliegen, sommige kokerjuffers). Ook vermindering van het aantal uitsteeksels verlaagt de weerstand (sommige vliegenlarven). Door het lichaam dicht tegen het substraat te brengen wordt de wrijvingsweerstand eveneens verminderd. Bij sommige kokerjuffers draagt het verlengen van het lichaam door een takje aan het huisje te bevestigen bij aan stroomlijning.

3.) Het bezit van zuignappen (slakken), haken (kriebelmuggen), haakjes (sommige kevers zoals *Elmis* sp.) en andere grijporganen (achterpoten kokerjuffers zoals *Rhyacophila* sp.) stellen organismen in staat zich zonder een al te groot energieverlies aan een substraat vast te hechten.

4.) Een klein lichaamsgrootte verlaagt de wrijvingsweerstand (bijvoorbeeld *Elminthidae*).

5.) Het gebruik van kleverige secreties voor de bouw van uit slijk gevormde huisjes (zoals *Corophium* sp.) (zoals *Rheotanytarsus* sp.) of matachtige structuren waarin de dieren zich kunnen terugtrekken of vasthechten (zoals kriebelmuggen), vormt voor sommige soorten een hulpmiddel om het energieverbruik te beperken. Sommige soorten gebruiken bij het vervaardigen van huisjes ballast in de vorm van steentjes (zoals de kokerjuffers *Silo* sp. en *Stenophylax* sp.). Bij zwanenmossels (bijvoorbeeld *Unio* sp.) komt het voor dat de schelp zwaarder is uitgevoerd in stromend water dan bij vergelijkbare soorten in stilstaand water.

6.) Veel soorten reduceren hun energieverbruik door de beschutting van obstakels in de stroming (stenen, planten etc.) of langzamer stromende zones, zoals oeverzones, op te zoeken. Sommige graven zich daarbij in de bodem in. In snel stromende wateren is sprake van een hyporheische zone in het (grove) substraat. Hierin stroomt het grondwater met een gereduceerde snelheid mee met het water in de watergang en biedt zo uitstekende beschutting. Slechts een enkele soort waagt zich bij hogere stroomsnelheden in de stroomdraad.

Opmerkelijk is dat bij veel insecten die zich als larve in stromende wateren ophouden, het vliegvermogen van de volwassen dieren sterk gereduceerd kan zijn. Verspreiding van dergelijke soorten vindt dikwijls via het water plaats en niet door de lucht.

Sommige soorten hebben aanpassingen die juist gebruik maken van stroming:

1.) Het bezit van uitsteeksels om langsstromend water te filteren en zo voedseldeeltjes te verzamelen, zoals de larven van kriebelmuggen (*Simulidae*).

2.) Het gebruiken van speciale klieren om netjes te spinnen waarmee voedseldeeltjes uit het langsstromende water worden gevangen, deze netjes worden bijvoorbeeld gebouwd door *Hydropsyche*-kokerjufferlarven.

3.) Het graven van tunnels of bouwen van slibhuisjes in de richting van de stroomdraad waardoor de zuurstofvoorziening rondom het lichaam verbetert. Dit komt bijvoorbeeld veel voor bij chironomidlarven.

4.) Door de stroming is er meer zuurstof beschikbaar, het ademhalingsapparaat van veel soorten is hieraan aangepast en maakt gebruik van deze stroming voor de opname ervan. Een voorbeeld hiervan zijn haftenlarven.

Stromend water biedt ook voordelen voor het verzamelen van voedsel op het substraat. De stroming houdt harde oppervlakken vrij van slib en bieden een geschikt substraat voor algen, waarvan grazers weer profiteren.

*Aanpassingen op een hoger schaalniveau (habitat tot beektraject)*

Stromend water soorten kunnen stroming weerstaan, ervan afhankelijk zijn of zelfs profiteren van sterke stromingen. Perioden van droogval en piekafvoeren komen ook onder natuurlijke omstandigheden voor en er zijn soorten die er zelfs hun levenscyclus op aangepast hebben. Droogte treedt van nature in de zomer op; wanneer een dier dan volwassen is en rondvliegt is het onafhankelijk van de droogtestress in de waterloop. Vaak zijn dergelijke aanpassingen ontstaan bij een zekere mate van voorspelbaarheid van het optreden van zulke stressoren. Voorbeelden van aanpassingen worden in [Tabel 5.1, p. 89](#) gegeven. Het natuurlijke afvoerpatroon in de tijd bepaalt de structuur en het functioneren van de natuurlijke beekgemeenschappen (Richter *et al.*, 1996; Poff *et al.*, 1997). De sleutelparameters in dit natuurlijke patroon zijn *tijdstip* (wanneer treden pieken en stagnaties op?), *duur* (hoe lang duren ze?), *frequentie* (hoe vaak treden ze op?), *snelheid* (hoe snel bouwen ze zich op/af?) en *grootte* (hoe sterk zijn ze?) in de afvoer. Organismen hebben zich in meer of mindere mate aan deze parameters aangepast. Verandering in het afvoerpatroon kan daarom soorten doen verdwijnen of juist andere soorten kansen bieden (zoals uitheemse soorten).

### 5.2.2 Hydrologische processen en beekbiodiversiteit

#### Stagnatie

Lage afvoeren en stagnatie kunnen tot grote veranderingen leiden in beekgemeenschappen (Bogan & Lytle, 2011). Stagnatie in een stromend water leidt tot het snel veranderen van het water- en waterbodem-milieu. De beschikbaarheid van zuurstof neemt af, de temperatuur stijgt, de bodem raakt bedekt met sedimentierend fijn slib en organisch materiaal op de bodem wordt afgebroken waardoor nog meer zuurstof wordt geconsumeerd (Stanley *et al.*, 1994; Acuna *et al.*, 2005; Dewson *et al.*, 2007a,b; Bond *et al.*, 2008; Boulton & Lake, 2008; Lake, 2011). Tegelijkertijd nemen biotische interacties (competitie, predatie) tussen soorten toe door het afnemende watervolume (Covich *et al.*, 2003; Stubbington *et al.*, 2011). Uit de studie van Verdonschot *et al.* (2014) bleek dat veel soorten in staat waren een periode van 30 dagen stagnatie in een laaglandbeek te overleven (zie ook Moth Iversen *et al.*, 1978; Extence, 1981), maar dat juist de stromingsminnende soorten gevoelig waren voor stagnatie, net zoals dit in sneller stromende beken waargenomen wordt (Miller & Golladay, 1996; Boulton, 2003; Dewson *et al.*, 2007a; Bond *et al.*, 2008; Boulton & Lake, 2008).



TABEL 5.1 | Aanpassingen aan hoge afvoeren en droogval met voor- en nadelen (Lytle & Poff, 2004).

Aanpassing	Organisme	Voordeel	Nadeel	Literatuur
<b>Levenscyclus</b>				
Zaadverspreiding aangepast aan voorjaarspieken	Wilg, populier	Geërodeerde oevers, vochtig substraat	Latere afvoerpieken spoelen zaailingen uit	Blom 1999, van Steenis 1981
Snelle wortelvorming	Wilg, populier	overleving droogte	Gevoeliger voor beschaduwing	van Steenis 1981
Diapauze (rustperiode) afgestemd op seizoen	Steeenvliegen, andere aquatische insecten	Minder verlies door droogval		Hynes 1970, 1976
Ongelijk moment uitkomen eieren	Steeenvliegen	Risicospreiding		Hynes 1970, 1976, Frutiger, A. 1996, Zwick 1996
Verpoping geïnduceerd door droogval	Kokerjuffers, eendagsvliegen, andere insecten	Vliegende volwassen dieren overleven droogte	Verlaagde fitness (kleinere dieren) dus minder nakomelingen	Hynes 1970, Lytle 2002
Vroeg loslaten larven, voor perioden met piekafvoeren	Kreeftachtigen	Vergrootte overleving juvenielen		Hancock & Bunn 1997
Ei-afzetting tijdens laag water	Gammariden, zalmachtigen	Vergrootte overleving juvenielen		Fausch 2001, Bunn 1988, Jensen & Johnsen 1999, Montgomery <i>et al.</i> , 1999
<b>Gedrag</b>				
Vluchten, schuilplaats zoeken	Kokerjuffers, vis	Verminderde sterfte door uitspoelen		Brooks 1998, Meffe 1984, Minckley & Meffe 1987, Dudley & Matter 1999, David & Closs 2002
Reactie op regenval	Grote waterwantsen ( <i>Belostomatidae</i> )	Vermijden piekafvoeren	Uitdrogen en opgegeten worden in landomgeving	Lytle 1999
Uitkomen eieren door voorjaarspieken	Houting	Optimaal in voorjaar	Te vroeg	Naesje <i>et al.</i> , 1995

Aanpassing	Organisme	Voordeel	Nadeel	Literatuur
Ei-afzetting na piekafvoer	Vis	Veiliger voor jonge vis		King <i>et al.</i> , 2003, Fausch & Bestgen 1997, John 1963, Nesler <i>et al.</i> , 1988
Ei-afzetting dieper dan erosiediepte	Zalmachtigen	Verminderde sterfte eieren	Begraven raken, kost meer energie	Montgomery <i>et al.</i> , 1996, DeVries 1997, Hendry 2000, Lapointe <i>et al.</i> , 2000, Hendry 2001
<b>Morfologie</b>				
Meer ondergrondse biomassa	Wortelende waterplanten	Verankering, hergroei uit wortels	Minder bovengrondse biomassa, minder verspreiding plantendelen	Barrat-Segretain 2001
Smal blad, flexibele stengel, steunwortels	Wilg, populier	Stromingsweerstand kleiner		van Steenis 1981, Karrenberg <i>et al.</i> , 2002
Uitlopen wortels, scheuten	Wilg, populier	Vegetatieve verspreiding		van Steenis 1981, Karrenberg <i>et al.</i>
Takken loslaten	Populier	Overleven droogte	Biomassa verlies	Sparks & Black 1999, Rood <i>et al.</i> , 2000
Flexibele stengels	Waterranonkel	Buigen tijdens hoge afvoer	Biomassa verlies	Usherwood <i>et al.</i> , 1997
Breekbare twijgbasis waardoor levende delen kunnen afbreken	Kraakwilg, wilg, ranonkel	Bescherming wortel en stam, verspreiding fragmenten	Verlies biomassa	Beismann <i>et al.</i> , 2000, Usherwood <i>et al.</i> , 1997
Fysiologische wortelaanpassingen aan inundaties (anaerobe stress-eiwitten, luchtkanalen en -cellen)	Oeverplanten	Ademhalen tijdens inundatie		Blom & Voeselek 1996, Batzli & Dawson 1999
Drijfzaden	Oeverplanten	Verhoogde overleving en verspreiding		Lopez 2001
Inundatietolerantie	Springstaarten, loopkevers, oeverspinnen	Overleven inundaties		Gauer 1997, Adis & Junk 2002

Deze soorten zijn gevoelig omdat ze sterk afhankelijk zijn van zuurstof of voedsel (Hynes, 1970). In beken rijk aan slib en organisch materiaal zijn deze effecten nog sterker dan in beken met aan zandbodem. Tegelijk zagen de auteurs dat snelle kolonisatie door stilstaand-water-soorten optrad (zie ook Smith & Pearson, 1987; Bond *et al.*, 2008; Boulton & Lake, 2008; Finn *et al.*, 2009) zoals vliegende soorten uit de ordes van de kevers (Coleoptera), wantsen (Heteroptera) en eendagsvliegen (Ephemeroptera). Op hun beurt traden deze organismen weer op als vector (transportmiddel) voor watermijten (Hydracarina).

#### *Piekafvoeren*

Belangrijke onderdelen van het afvoerpatroon voor beekorganismen zijn terug te voeren op het tijdstip, de duur, de frequentie, de opbouwsnelheid en de grootte van een afvoerpiek. Uit analyses blijkt echter dat het verloop in de afvoer in de tijd en de mate verslibbing, de beekbreedte en trajectmorfologie het sterkst de biologische verschillen verklaren (Verdonschot, 2009). Er is lange tijd veel aandacht gegeven aan de relatie tussen beekmacrofauna en substraattypen zoals zandbanken, grindbedden en bladpakketten. Echter, dit recente onderzoek heeft laten zien dat het beektraject het beste de verspreiding van de beekmacrofauna

..... verklaart en dat strikte habitatbinding minder vaak voorkomt dan men eerder dacht.

Zoals alle ecosystemen zijn ook bekecosystemen complex en vinden er op verschillende schalen in ruimte en tijd processen plaats. Ook soorten in beken maken van zulke schalen gebruik of spelen hierop in. Beekvissen kunnen bijvoorbeeld dagelijks kilometers in een beek afleggen, terwijl diatomeeën op de vierkante centimeter op een grindkorrel verblijven.



Ook zijn functionele kenmerken van beekmacrofauna op basis van literatuurstudies en bestaande databases geanalyseerd in relatie tot de afvoer. Voor deze kenmerken is vooral gekeken naar aanpassingen die macrofauna van pas komt tijdens een piekafvoer. Zo kunnen dieren zich vasthouden en weerstand bieden tegen de toename in stroomsnelheid, ze kunnen uit het water wegvliegen, ze kunnen beschutting zoeken in de oever of onder takken, ze kunnen zich diep in het sediment terugtrekken of ze kunnen zich - al dan niet vrijwillig - mee laten nemen door de stroming.

Een rangschikking van de macrofaunagegevens langs een virtuele as van afvoerdynamiek met aan het ene uiteinde de meest constante afvoerende beken en aan het andere de meest wisselende of dynamische beken liet zien dat een driedeling optrad. Een groep van constant afvoerende beken waar een onderling vergelijkbare macrofauna aanwezig is, een intermediaire groep en een dynamische groep, ook met een groep eigen macrofaunasoorten.

Vervolgens zijn een aantal aanpassingskenmerken van deze macrofaunasoorten voor de constante en dynamische groep beken vergeleken. Het blijkt dat constant afvoerende beken veel meer soorten met een lange levensduur bevatten en dat dynamische beken juist veel soorten met een korte levensduur bevatten. Dynamische beken zijn minder voorspelbaar en er treedt veel vaker verlies aan soorten op door de vele piekafvoeren. Een ander opvallend kenmerk is de lichaamsgrootte van de macrofaunasoorten. Het blijkt dat in constante beken meer grote macrofauna voorkomt.

Tenslotte is uit piekafvoer-experimenten is gebleken dat des te meer structuren in een beek aanwezig zijn, des te minder verlies aan individuen optreedt (Verdonschot *et al.*, 2010).

#### *Droogval*

Het effect van droogval hangt af van het aantal keer en de periode in een jaar dat een waterloop droog staat. Droogval treedt meestal in de zomer op, wanneer door gebrek aan wateraanvoer (neerslag, kwel), wegzijging en een hoge verdamping de waterspiegel daalt met, op plaatsen waar een geringe diepte heerst, als uiteindelijk resultaat dat al het water verdwijnt. Droogvallende beken zijn in drie groepen te verdelen; temporaire, semipermanente en permanente beken (Cuppen, 1980). Temporaire beken vallen ieder jaar voor kortere of langere tijd droog. Semipermanente beken vallen niet ieder jaar droog, maar alleen in droge zomers.



Permanente beken vallen nooit of slechts in extreem droge zomers droog (ca. 1 keer per 25 jaar). Bij droogval spelen vaak lokale en regionale hydrologische factoren (hoe wordt een waterloop gevoed?, wat is de mate van isolatie?) en lokale factoren (zoals beschaduwing) een belangrijke rol.

Waterplanten, die bestand zijn tegen droogval hebben hiervoor overlevingsstrategieën ontwikkeld. Grime (1979) onderscheidt de volgende strategieën:

- 1.) Ontwikkelen van een landvorm. De speciale aanpassingen van planten om in water te leven verdwijnen. Landvormen hebben meestal minder, kleinere en dikkere bladeren. Dit wordt veroorzaakt door een dikkere cuticula, meer steunweefsel, minder chloroplasten en meer huidmondjes.
- 2.) Vroege zaadvorming. De planten hebben zaad gevormd vóór de droogte invalt. Deze zaden kunnen de droge periode overbruggen.

Ook sommige macrofauna heeft overlevingsstrategieën ontwikkeld (Williams, 1987; Lytle & Poff, 2004; Stubbington & Datry, 2013). Echter, een groot aantal soorten bezit dergelijke strategieën niet en komt dan ook niet in droogvallende wateren voor. In droogvallende beken treedt vaak een dominantie op van larven van vliegende insecten. Deze vliegen voor de periode van droogval uit, soms met achterlating van droogteresistente eieren. Wiggins *et al.* (1980) en van der Hoek & Cuppen (1989) onderscheidden vijf overlevingsstrategieën:

- 1.) 'Verplichte' vaste bewoners. Deze soorten kunnen zich alleen passief verspreiden. Ze overleven droge perioden of als droogteresistente eieren of cysten, of als juvenielen en adulten.
- 2.) Soorten die in het voorjaar vóór de droogte uitvliegen. De eiafzetting is afhankelijk van water. Ze overzomereren (in de droge bedding) en overwinteren als eieren of larven, en bij sommige keversoorten als adulten.
- 3.) Soorten die tijdens de zomer uitvliegen. De eiafzetting is onafhankelijk van water. Deze soorten overleven droge perioden en overwinteren als eieren of als larven binnen het omhulsel van het ei.
- 4.) Migranten, die vroeg in het voorjaar hun eieren in het water afzetten en uitvliegen voordat droogval intreedt. In sommige gevallen kan de ontwikkelingssnelheid door de dichtheid van organismen (en de hoeveelheid water) worden gereguleerd (bijv. de moerassteekmug *Aedes communis*).
- 5.) Ei-afzetting buiten het water, zoals bij de kokerjuffer *Trichostegia minor*.

Door de directe invloed van droogval op het voortbestaan van soorten is droogval juist voor beekbewoners een belangrijke ecologische sleutelfactor. Droogvallende beken zijn arm aan soorten; echte beekbewoners ontbreken meestal (Lake, 2000, 2011).

#### Timing

Beekorganismen zijn aangepast aan natuurlijke waterafvoerpatronen: hogere afvoeren in winter en voorjaar en lagere afvoeren in de zomer. Veel vliegende insecten overleven de drogere, warmere zomerperiode in het volwassen stadium. Andere leggen eieren die pas in het

najaar uitkomen. Deze evolutionaire aanpassingen van beekorganismen maken dat veranderingen in deze natuurlijke cyclus druk op populaties van deze soorten uitoefenen.

### 5.3 EFFECTEN VAN PEILBEHEER OP DE ONTWIKKELING VAN DE OEVERZONE

De effecten van het peil in een beek, maar ook voor stilstaande wateren zoals een sloot, hangen sterk samen met de vorm van het dwarsprofiel. Met name de vorm van de oever is medebepalend voor de hydrologische en biochemische processen die optreden, die gezamenlijk weer de ecologie sturen. De oevervegetatie speelt een centrale rol. Onder natuurlijke omstandigheden treedt vaak een duidelijke zonatie op van water- naar oeverplanten met verschillende groeivormen. Belangrijke factoren voor de zonering en ontwikkeling van water- en oeverplanten zijn licht, zuurstof, kooldioxide, voedingsstoffen, peildynamiek, waterdiepte, mechanische stabiliteit en concurrentiekracht. Eutrofiëring en omgekeerd peilbeheer hebben de zonering verstoord en veel soorten doen verdwijnen. De reden hiervoor hangt samen met de groeiwijze van de water-, oever- en moerasplanten.

#### 5.3.1 Groei en ontwikkeling van oeverplanten in relatie tot het peil

In de oeverzone hoopt zich onder de stromingsluwe omstandigheden slib op. Een slibrijke bodem consumeert veel zuurstof, waardoor gereduceerde bodemomstandigheden ontstaan. Die omstandigheden leiden tot een lage beschikbaarheid van voedingsstoffen en een verhoging van giftige stoffen, zoals ammoniak en sulfide. Deze reducerende omstandigheden kunnen ook in de oeverzone ontstaan. Echter, in tegenstelling tot waterplanten hebben oeverplanten, vooral de helofyten, lange stengels waarmee ze boven water zuurstof opnemen en door de luchtkanalen naar de wortels transporteren. Hiermee kunnen ze de gereduceerde zone rondom de wortels weer oxideren en voorkomen ze schadelijke effecten. Ondanks deze aanpassingen komen niet alle helofyten langs de watergangen tot ontwikkeling. Dit heeft voor een belangrijk deel te maken met de voortplanting en het vermogen tot regeneratie. Wanneer een soort zich vegetatief kan vermeerderen door het vormen van wortelstokken is de tolerantie groot. Wortelstokken groeien in de zomer. Na de winter lopen de knoppen op de wortelstokken uit en vormen nieuwe scheuten. Tijdens deze groei wordt de wortelstok uitgeput. Echter in de zomer voeden de scheuten de wortelstok weer zodat het volgende jaar dit proces zich kan herhalen. Tegelijk groeit de wortelstok steeds weer verder. Zo kunnen planten als riet en biezten tientallen tot wel honderd jaar oud worden. Alleen een rottend substraat kan de groei van de wortelstok hinderen.

Echter, wanneer een soort zaden vormt, moeten deze zaden gunstige omstandigheden vin-



den om te kunnen kiemen. Het bereiken van geschikte plekken is voor de ene soort lastiger dan de andere. De lichte pluizaden van lisdodden en riet kunnen grote afstanden afleggen door de lucht (windverspreiding). Zware zaden zijn afhankelijk van waterverspreiding. Alle zaden van oeverplanten kunnen enige tijd op het wateroppervlak drijven. Mattenbies drijft maar een uur, kleine lisdodde een halve dag, rietgras een dag en riet bijna twee en gele lis wel bijna tweeënehalve dag. De laatste soort heeft zaden met een luchtkamer. De zaden kiemen meestal op pas drooggevallen, drassige bodem vanaf een bepaalde temperatuu-drempel. Maar er zijn duidelijke verschillen. Gele lis kiemt op vochtige bodem, riet en rietgras op vochtige, waterverzadigde bodem en de lisdodden op waterverzadigde, geïnundeerde bodem, terwijl mattenbies altijd kan kiemen. Wanneer zaden dus op een oever aanspoelen, bepalen de veranderingen in waterpeil of de zaden kunnen kiemen en of de kiemplanten vervolgens succesvol kunnen ontwikkelen. Wordt de bodem bijvoorbeeld steeds droger na een periode met hoge waterstand, dan kiemen mattenbies, lisdodden in eerste instantie wel, maar verdrogen de kiemplanten. Gele lis, riet en rietgras zijn beter bestand tegen zo'n tijdelijke uitdroging. Staat er echter water tijdens de kiemingsfase boven de oever, dan kunnen de meeste plantensoorten helemaal niet kiemen. Kieming wordt dus sterk bepaald door de waterdynamiek in de oever. Hierbij speelt de vorm van de oever een grote rol, omdat die bepaalt hoe de invloed van waterpeilwisselingen op de oevers verlopen en wat de waterdiepte op een bepaald moment in de tijd is. Overigens heeft ook de vorm invloed op de golfwerking in grotere watergangen.

Waterdiepte is ook van belang. Soorten als mattenbies groeien nog in relatief diep water (tot ca. 100 cm), terwijl andere soorten tot een diepte van ca. 70 cm (riet), 45 cm (heen) of 35 cm (rietgras) voorkomen. Deze differentiatie is waarschijnlijk een manier om competitie te verminderen. Concurrentiekracht is een belangrijke oorzaak voor de vaak eenvormig en duidelijk zichtbare helofytenzones langs oevers. In voedselrijke oevers kan veel biomassa worden gevormd en soorten met wortelstokken en een dichte groeiwijze - waarmee licht bij concurrerende soorten wordt weggenomen - kan één of kunnen enkele soorten een oever monopoliseren. Riet kan hoog opgroeien en heeft een groot bladoppervlak hoog aan de stengel. Zo wordt kleinere concurrenten het licht ontnomen. Andere soorten hebben andere strategieën, zo vormt kleine lisdodde stoffen in de wortels die de groei van andere soorten remt, waardoor haar eigen concurrentiekracht wordt vergroot. Ook het ontwikkelingsmoment in het jaar is van groot belang. Rietgras loopt al in maart uit en de biomassa is maximaal in juli, mattenbies loopt in april uit en bereikt het maximum in augustus. Riet bereikt de maximale biomassa pas in de herfst. Soorten die vroeg uitlopen hebben soms twee bloeiperiodes.

Moerasplanten kunnen zich alleen vestigen en handhaven op plaatsen waar de oeverzone regelmatig droogvalt en overstroomt. Deze afwisseling tussen droge en natte omstandigheden moet plaatsvinden tijdens het groeiseizoen. Zaden van moerasplanten kiemen namelijk alleen op vochtige, maar niet permanent onder water gelegen plaatsen.

## RIET

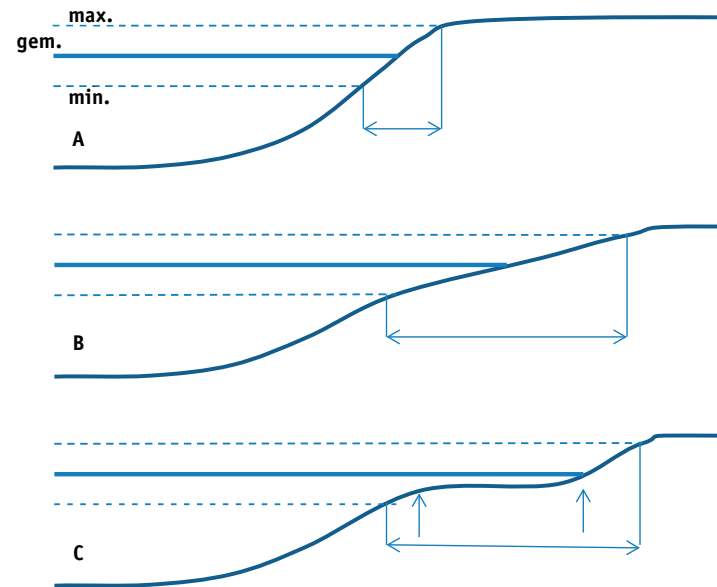
Een dominante oeverplant is riet. Riet groeit optimaal bij een natuurlijk peil met hoge waterstanden in de winter en lagere in de zomer. Daarnaast is riet bestand tegen waterstandswisselingen. Een dynamisch overstromingsregime is gunstig voor riet. Vestiging van riet vindt alleen plaats als een oever gedurende een geheel groeiseizoen droog ligt. Is de ontwikkeling in het eerste jaar succesvol verlopen, dan kan een plant zich tientallen jaren handhaven. Tot een waterdiepte van 50 cm kan een plant nieuwe scheuten aanmaken. Hoge waterstanden in de winter beschermen de wortelstokken tegen vorst. Deze hoge peilen spoelen ook afgestorven plantenmateriaal uit het rietveld, waardoor minder ophoping van organisch materiaal plaatsvindt. Dit is gunstig voor het riet, want strooiselophoping remt namelijk de groei.

Ruigteplanten overleven geen langdurige overstroming, terwijl moerasplanten dat wel doen. Treedt tijdens het groeiseizoen inundatie op, dan zijn moerasplanten t.o.v. ruigteplanten in het voordeel. Ruigtezones liggen tijdens het groeiseizoen boven de waterlijn. Tegen natuurlijk peil neemt de dynamiek van droogval en inundatie van de oeverzone weg. De continu hoge zomerwaterstand leidt ertoe dat de vestigingskans voor nieuwe oeverplanten sterk verkleind wordt. In nieuw gegraven watergangen leidt het gebrek aan kieming bij een hoog zomerpeil tot problemen met de stabiliteit van het profiel wanneer deze kaal de winter ingaan. Omdat de kanten niet goed doorgeworteld zijn, kan erosie optreden en kunnen de oevers inzakken. Het gebrek aan dynamiek heeft ook tot gevolg dat plantenresten zich langs de waterlijn concentreren, waardoor verruiging optreedt. In de winter heeft het hanteren van een tegennatuurlijk peil tenslotte ook een nadelig effect op de al gevestigde moerasvegetatie, omdat de kans op vorstschade aan de wortelstokken toeneemt bij een laag winterpeil.

### *Sturen op oeverprofiel en peil*

De twee stuurknoppen voor het ontwikkelen van een rijk gevarieerde oevervegetatie zijn peil en profiel, omdat hiermee de sleutelfactoren waterdiepte en droogval beïnvloed kunnen worden (Figuur 5.1). Afhankelijk van het beschikbare oppervlak, de aard van de wisselingen in peil en de vorm van de oever kan op het oppervlak per vegetatiezone worden gestuurd. Zeker als een oever nog ingericht moet worden. Echter is het onmogelijk om met beheer en inrichting een ongeschikt peilverloop of oeverprofiel te compenseren.





**FIGUUR 5.1** | Oever met natuurlijk peil (hoog in de winter en laag in de zomer). A. Steile oever met weinig ruimte voor oevervegetatie, B. flauwe oever met meer ruimte en C. tweefasen oever met meer ruimte voor vegetaties van een ondiepe, zomer geïnundeerde zone (pijlen).

#### Natuurlijk en gereguleerd natuurlijk peil

Mogelijkheden voor:

- waterplanten: onder minimum zomerpeil;
- helofyten: riet tussen gemiddeld zomerpeil en 50 cm daaronder;
- moerasplanten: tussen gemiddeld en minimum zomerpeil;
- ruigteplanten: vanaf gemiddeld zomerpeil en hoger.

#### Vast peil

Mogelijkheden voor:

- waterplanten: onder minimum waterpeil;
- helofyten: tot 50 cm onder het waterpeil, alleen helofyten die onder water kiemen blijven aanwezig;
- moerasplanten: beperkt rond het waterpeil, minimaliseert kieming, wat op de langere termijn kan resulteren in het verdwijnen van de soorten;
- ruigteplanten: vanaf het vaste peil in de zomer en hoger.

#### Tegennatuurlijk peil

Mogelijkheden voor:

- waterplanten: onder minimum zomerpeil;
- helofyten: riet tussen gemiddeld zomerpeil en 50 cm daaronder, alleen helofyten die onder water kiemen blijven aanwezig;
- moerasplanten: beperkt rond het waterpeil in de zomer, remt kieming wat op langere termijn resulteert in het verdwijnen van soorten;
- ruigteplanten: vanaf gemiddeld zomerpeil en hoger.

#### 5.4 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Het tegengaan van verstoring door peilbeheer staat gelijk aan het vergroten van de weerstand van het beekecosysteem (vergroten van de opvangcapaciteit verstoringen). Er dient te worden gestreefd naar (ook in het kader van het mitigeren van de effecten van klimaatverandering):

- het herstellen van de natuurlijke afvoerpatronen of waterstanden (bij sloot/moerassystemen) in de tijd (winter versus zomer) met hoge afvoeren in de winter tijdens natte perioden en iets lagere afvoeren in de zomer, inclusief een jaarrond continue basisafvoer;
- het vertragen van de afvoer (meer natuurlijke hydrologie) door water vast te houden, te bergen en vertraagd af te voeren door het toelaten van inundatie ((doorstroom)moeras, berging in de bodem en wegverlenging; zie ook [Hoofdstuk 7 Zandsuppletie](#)). Met name overstromingen kunnen zeer waardevol zijn voor beeksystemen, vanuit een biologisch oogpunt (o.a. paai en opgroei van vis in overstromingsvlakten, semi-terrestrische en aquatische ongewervelden van tijdelijke wateren) maar ook wat betreft ecosysteemprocessen zoals de opname en afgifte van voedingsstoffen en de afbraak van organisch materiaal;
- het aanbrengen of ondersteunen van een natuurlijke/heterogene profielvorm.

Feitelijk zijn aanpassingen van een onnatuurlijk peilbeheer in beekdalen altijd gericht op het herstellen van de natuurlijke afvoerdynamiek. Dit betekent concreet:

- het omlaag brengen van de hoogte van (extreme) piekafvoeren;
- het omhoog brengen van de basisafvoer;
- het voorkomen van stagnatie en droogval;
- het terugbrengen van de natuurlijke perioden van hogere en lagere afvoeren;
- het verminderen van de frequentie in piekafvoeren en perioden met stagnatie.

Meer natuurlijke waterpeilregimes bieden betere omstandigheden voor de uitbreiding van moerasvegetaties (Graveland & Hoesper, 1999; Lenssen *et al.*, 1999). Een verlaagd zomerpeil en daarmee een grotere droogvallende oeverzone verhoogt de kansen voor (Coops *et al.*, 2002; Belgers & Arts, 2003):

- 1.) Klonale uitbreiding in ondiep water door oevervegetatie vanaf de oever.
- 2.) Succesvollere en groter oppervlak voor kieming van zaad op de droogvallende oever.

3.) Afbraak van voor helofyten toxische stoffen die onder gereduceerde omstandigheden zijn ontstaan.

4.) Erosiebescherming door oeverplanten. In grotere watergangen stevigere en vitalere oeverbegroeiing, doordat golfslag niet telkens op dezelfde hoogte inwerkt. In kleinere nieuw gegraven wateren gaan oevers niet kaal de winter in omdat vegetatie de kans krijgt zich tijdens het groeiseizoen te ontwikkelen.

Om deze natuurlijkere afvoerpatronen te krijgen is het vasthouden, bergen en vertraagd afvoeren van water essentieel. De basisoplossing, mits voldoende beschikbare ruimte aanwezig is, is zo veel mogelijk water vasthouden in het stroomgebied en liefst zo hoog mogelijk in het stroomgebied. Hiervoor is het ontwikkelen van diffuse afvoersystemen een optie wanneer er veel ruimte beschikbaar is in een gebied (bijv. groot areaal natuurterreinen), waarin geen duidelijke beeklopen te herkennen zijn en waterafvoer vertraagd plaatsvindt via grondwater en oppervlakkige afstroming. Daarnaast kunnen doorstroommoerassen worden ontwikkeld, die het water langer vasthouden en deels zorgen voor hogere infiltratie. Ook kan wegverlenging of beekversmalling en verondieping leiden tot een vertraging in de afvoer. Een alternatieve oplossing is het aanleggen van een versmalde en verhoogde beekbedding met een bypass ingericht als een groene bedding. Alle piekafvoeren gaan via deze groene bedding, die ook nog eens mogelijkheden biedt voor verdere infiltratie. De minst verregaande oplossing is het aanleggen van een versmald zomerbed in een breed winterbed. Tenslotte is afvoertraging en versterking van infiltratie mogelijk door het niet of alleen in het late najaar onderhouden van de beek. In het beekdal zijn aanvullende maatregelen mogelijk zoals het dichten van (een deel) van de drainerende sloten en het (deels) verwijderen van drainages. Peilgestuurde drainage kan ook een bijdrage leveren. De oplossingen in het peilbeheer zitten daarmee niet in het instellen van een bepaald peil maar in het bieden van oplossingen om water zo vertraagd mogelijk te laten afstromen.

## 5.5 LITERATUUR

- Acuna, V., Munoz, I., Giorgi, A., Omella, M., Sabater, F. & Sabater, S. (2005) Drought and post drought recovery cycles in an intermittent Mediterranean stream: structural and functional aspects. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 919–933
- Adis, J. and Junk, W.J. (2002) Terrestrial invertebrates inhabiting lowland river floodplains of Central Amazonia and Central Europe: a review. *Freshw. Biol.* 47: 711–731.
- Barrat-Segretain, M.H. (2001) Biomass allocation in three macrophyte species in relation to the disturbance level of their habitat. *Freshw. Biol.* 46, 935–945.
- Batzli, J.M. and Dawson, J.O. (1999) Development of flood-induced lenticels in red alder nodules prior to the restoration of nitrogenase activity. *Can. J. Bot.* 77: 1373–1377.
- Beismann, H. et al. (2000) Brittleness of twig bases in the genus *Salix*: fracture mechanics and ecological relevance. *J. Exp. Bot.* 51: 617–633.

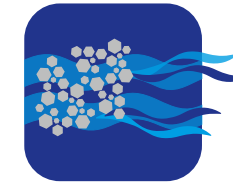
- Belgers, J.D.M. & Arts, G.H.P., 2003. Moerasvogels op peil. Deelrapport 1: Peilen op Riet. Literatuurstudie naar de sturende processen en factoren voor de achteruitgang en herstel van jonge verlandingspopulaties van Riet (*Phragmites australis*) in laagveenmoerassen en rivierkleigebieden. Alterra rapport 828.1, Alterra, Wageningen.
- Blom, C. (1999) Adaptations to flooding stress: from plant community to molecule. *Plant Biol.* 1: 261–273.
- Blom, C.W.P.M. and Voeseek, L.A.C.J. (1996) Flooding: the survival strategies of plants. *Trends Ecol. Evol.* 11: 290–295.
- Bogan, M.T. & Lytle, D.A. (2011) Severe drought drives novel community trajectories in desert stream pools. *Freshwater Biology* 56(10): 2070–2081.
- Bond, N.R., Lake, P.S. & Arthington, A.H. (2008) The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. *Hydrobiologia* 600: 3–16.
- Boulton, A.J. & Lake, P.S. (2008) Effects of drought on stream insects and its ecological consequences. In: *Aquatic Insects: Challenges to Populations* (Eds Lancaster J. & Briers R.A.), pp. 81–102. CAB International, Wallingford.
- Boulton, A.J. (2003) Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 48: 1173–1185.
- Brehm, J. & Meijering, M.P.D. (1982) *Fließgewässerkunde*. Heidelberg: Quelle & Meyer. 311 pp.
- Brooks, S.S. (1998) PhD Thesis, Monash University, 1998.
- Bunn, S.E. (1988) Life histories of some benthic invertebrates from streams of the northern Jarrah Forest, Western Australia. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 39: 785–804.
- Coops, H. & Hosper, S.H., 2002. Water-level management as a tool for the restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Lake and Reservoir Management* 18(4): 293–298.
- Covich, A.P., Crowl, T.A. & Scatena, F.N. (2003) Effects of extreme low flows on freshwater shrimps in a perennial tropical stream. *Freshwater Biology* 48: 1199–1206.
- Cuppen, H.P.J.J. (1980) De macrofauna in een aantal droogvallende en permanente stilstaande wateren in het ruilverkavelingsgebied Brummen-Voorst. Regionale Milieuraad Oost-Veluwe, Apeldoorn.
- David, B.O. and Closs, G.P. (2002) Behavior of a stream-dwelling fish before, during, and after high-discharge events. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131: 762–771.
- DeVries, P. (1997) Riverine salmonid egg burial depths: review of published data and implications for scour studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1685–1698.
- Dewson, Z.S., James, A.B.W. & Death, R.G. (2007a) A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 26: 401–415.
- Dewson, Z.S., James, A.B.W. & Death, R.G. (2007b) Invertebrate responses to short-term water abstraction in small New Zealand streams. *Freshwater Biology* 52: 357–369.
- Dudley, R.K. and Matter, W.J. (1999) Effects of a record flood on fishes in Sabino Creek, Arizona. *Southw. Nat.* 44: 218–221.
- Extence, C.A. (1981) The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia* 83: 217–224.

- Fausch, K.D. and Bestgen, K.R. (1997) Ecology of fishes indigenous to the Central and Southwestern Great Plains. In *Ecology and Conservation of Great Plains Vertebrates* (Knopf, F.L. and Samson, F.B., eds), pp. 131–166, Springer-Verlag.
- Fausch, K.D. et al. (2001) Flood disturbance regimes influence rainbow trout invasion success among five holarctic regions. *Ecol. Appl.* 11: 1438–1455.
- Finn, M.A., Boulton, A.J. & Chessman, B.C. (2009) Ecological responses to artificial drought in two Australian rivers with differing water extraction. *Fundamental and Applied Limnology* 175: 231–248.
- Frutiger, A. (1996) Embryogenesis of *Dinocras cephalotes*, *Perla grandis*, and *P. marginata* (Plecoptera: Perlidae) in different temperature regimes. *Freshw. Biol.* 36: 497–508.
- Gauer, U. (1997) Collembola in Central Amazon inundation forests – strategies for surviving floods. *Pedobiologia (Jena)* 41: 69–73.
- Graveland, J. & Hopper, S.H., 1999. Een dynamisch waterpeil voor rietkragen in meren en moerassen. *De Levende Natuur* 100: 71–74.
- Grime, J.P. (1979) *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester, UK: John Wiley.
- Hancock, M.A. and Bunn, S.E. (1997) Population dynamics and life history of *Paratya australiensis* Kemp, 1917 (Decapoda: Atyidae) in upland rainforest streams, south-eastern Queensland, Australia. *Mar. Freshw. Res.* 48: 361–369.
- Hendry, A.P. (2001) Adaptive divergence and the evolution of reproductive isolation in the wild: an empirical demonstration using introduced sockeye salmon. *Genetica* 112–113: 515–534.
- Hendry, A.P. et al. (2000) Rapid evolution of reproductive isolation in the wild: evidence from introduced salmon. *Science* 290: 516–518.
- Hoek, W.F. van der & Cuppen, J.G.M. (1989) Life cycle and growth of *Trichostegia minor* Curtis. in temporary woodland pools (Trichoptera: Phryganeidae). *Hydrobiol. Bull.* 23 (2): 161–168.
- Hynes, H.B.N. (1970) The ecology of stream insects. *Annu. Rev. Entomol.* 15: 25–42.
- Hynes, H.B.N. (1976) *Biology of Plecoptera*. *Annu. Rev. Entomol.* 21: 135–153.
- Jensen, A.J. and Johnsen, B.O. (1999) The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*). *Funct. Ecol.* 13: 778–785.
- John, K.R. (1963) The effect of torrential rain on the reproductive cycle of *Rhinichthys osculus* in the Chiricahua Mountains, Arizona. *Copeia* 1: 286–291.
- Karrenberg, S. et al. (2002) The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. *Freshw. Biol.* 47: 733–748.
- King, A.J. et al. (2003) Fish recruitment on flood plains: the roles of patterns of flooding and life history characteristics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 773–786.
- Lake, P.S. (2011) *Drought and Aquatic Ecosystems: Effects and Responses*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.
- Lamers, L.P.M., Loeb, R.A.M.A., Antheunisse, A.M., Miletto, M., Lucassen, E.C.H.E.T., Boxman, A.W., Smolders A.J.P. & Roelofs, J.G.M. (2006). Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. *Hydrobiologia*, 565(1), 165–186.
- Lapointe, M. et al. (2000) Modelling the probability of salmonid egg pocket scour due to floods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1120–1130.
- Lenssen, J.P.M., Menting, F.B.J. & van der Putten, W.H., 1999. Soortenrijk rietmoeras vereist een natuurlijk fluctuerend waterpeil. *De Levende Natuur* 100(4). 131–135.
- Lopez, O.R. (2001) Seed flotation and postflooding germination in tropical terra firme and seasonally flooded forest species. *Funct. Ecol.* 15: 763–771.
- Lytle, D.A. (1999) Use of rainfall cues by *Abedus herberti* (Hemiptera: Belostomatidae): a mechanism for avoiding flash floods. *J. Insect Behav.* 12: 1–12.
- Lytle, D.A. (2002) Flash floods and aquatic insect life history evolution: evaluation of multiple models. *Ecology* 83, 370–385.
- Lytle, D.A., & Poff, N.L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in ecology & evolution* 19(2): 94–100.
- Meffe, G.K. (1984) Effects of abiotic disturbance on coexistence of predator-prey fish species. *Ecology* 65: 1525–1534.
- Miller, A.M. & Golladay, S.W. (1996) Effects of spates and drying on macroinvertebrate assemblages of an intermittent and a perennial prairie stream. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 670–689.
- Minckley, W.L. & Meffe, G.K. (1987) Differential selection by flooding in stream-fish communities of the arid American Southwest. In *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes* (Matthews, W.J. and Heins, D.C., eds), pp. 93–104, University of Oklahoma Press.
- Montgomery, D.R. et al. (1996) Stream-bed scour, egg burial depths, and the influence of salmon: spawning on bed surface mobility and embryo survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53, 1061–1070.
- Montgomery, D.R. et al. (1999) Channel type and salmonid spawning distribution and abundance. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 377–387.
- Moth Iversen, T., Wiberg-Larsen, P., Birkholm Hansen, S. & Hansen, F.S. (1978) The effect of partial and total drought on the macroinvertebrate communities of three small Danish streams. *Hydrobiologia* 60: 235–242.
- Naesje, T. et al. (1995) Spring flood: a primary cue for hatching of river spawning Coregoninae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2190–2196.
- Nesler, T.P. et al. (1988) Evidence for baseline flow spikes as spawning cues for Colorado Squawfish in the Yampa River, Colorado. *Amer. Fish. Soc. Symp.* 5: 68–79.
- Poff, N.L. et al. (1997) The natural flow regime. *BioScience* 47: 769–784.
- Richter, B.D. et al. (1996) A method for assessing hydrological alteration within ecosystems. *Conserv. Biol.* 10: 1163–1174.
- Rood, S.B. et al. (2000) Branch sacrifice: cavitation-associated drought adaptation of riparian cottonwoods. *Trees* 14: 248–257.
- Smith, R.E.W. & Pearson, R.G. (1987) The macro-invertebrate communities of temporary pools in an intermittent stream in tropical Queensland. *Hydrobiologia* 150: 45–61.
- Sparks, J.P. & Black, A. (1999) Regulation of water loss in populations of *Populus trichocarpa*: the role of stomatal control in preventing xylem cavitation. *Tree Physiol.* 19: 453–459.

- Stanley, E.H., Buschman, D.L., Boulton, A.J., Grimm, N.B. & Fisher, S.G. (1994) Invertebrate resistance and resilience to intermittency in a desert stream. *American Midland Naturalist* 131: 288–300.
- Stubbington, R., & Datry, T. (2013) The macroinvertebrate seedbank promotes community persistence in temporary rivers across climate zones. *Freshwater Biology* 58(6): 1202-1220. Lake 2011
- Stubbington, R., Wood, P.J. & Reid, I. (2011) Spatial variability in the hyporheic zone refugium of temporary streams. *Aquatic Sciences* 73: 499–511.
- Usherwood, J.R. et al. (1997) Mechanical and anatomical adaptations in terrestrial and aquatic buttercups to their respective environments. *J. Exp. Bot.* 48: 1469–1475.
- van Steenis, C.G.G.J. (1981) *Rheophytes of the World*, Sijthoff & Noordhoff.
- Verdonschot, P.F.M., Lototskaya, A.A., Hoorn, M.W. van den (2010) Het effect van piekafvoeren op de levensgemeenschap in beekbovenlopen I. Resultaten van twee veldexperimenten in een natuurlijke beek. *Alterra rapport 2001*, Alterra, Wageningen.
- Verdonschot, P.F.M. (2009) Overstromingsdynamiek van beekecosystemen en overlevingsstrategieën van macrofauna. P 60-65. In: Kramer, K. Geijzendorffer, I.R. (eds.) *Ecologische veerkracht. Concept voor natuurbeheer en natuurbeleid*. KNNV uitgeverij, Utrecht.
- Verdonschot, P.F.M., Driessen, O., van der Hoek, W., de Klein, J., Paarlberg, A., Schmidt, G., Schot, J. and de Vries, D. (1995). *Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel*. STOWA, Utrecht, 236.
- Wiggins, G.B., Mackay, R.J., & Smith, I.M. (1980) Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie supplement* 58(97): 206.
- Williams, D.D. (1987) *The Ecology of Temporary Waters*. Timber Press, W. Portland, USA.
- Zwick, P. (1996) Variable egg development of *Dinocras* sp (Plecoptera: Perlidae) and the stonefly seed bank theory. *Freshw. Biol.* 35: 81–99.

# 6

## GRIND



## 6.1 DOEL

In dit hoofdstuk wordt de functie van grind in laaglandbeken beschreven en wordt verkend of en hoe het inbrengen van grind kan worden ingezet als beheersmaatregel ten behoeve van ecologisch herstel.

## 6.2 ACHTERGROND

Grind komt in laaglandbeken alleen voor op plekken waar dit materiaal in de ondergrond aanwezig is, lang geleden afgezet door rivieren of ijs tijdens de ijstijden (Figuur 6.1).

In de beek kunnen grindbedden op twee manieren worden gevormd:

- Door erosie van lichter bodemmateriaal, waardoor de grindkorrels uitspoelen en een bed vormen.
- Door sedimentatie van bovenstrooms geërodeerd en vervolgens getransporteerd materiaal. Grind dat in een laaglandbeek wordt verplaatst, beweegt zich meestal rollend of springend over de bodem. In laaglandbeken komt dit zelden voor omdat de stroomsnelheid hiervoor niet hoog genoeg is.



FIGUUR 6.1 | Grindbed in een beek met een meetbuis om de interstiële ruimtes in de bedding te kunnen bemonsteren.

Grind kan in drie klassen worden verdeeld: zeer grof grind ( $\geq 16 - 63$  mm), matig grof grind ( $\geq 5,6 - 16$  mm) en fijn grind ( $\geq 2 - 5,6$  mm) (NEN 5104). Een verdere onderverdeling geeft de internationaal gebruikte Wentworth-schaal (Wentworth, 1922; Tabel 6.1).

TABEL 6.1 | Classificatie grind naar korrelgrootte volgens Wentworth (1922). De diameter van de korrels wordt soms uitgedrukt in een logaritmische schaal; de Krumbein  $\phi$  ( $\Phi = -\log_2 D$  waarbij  $D$  de diameter van de korrel in mm is).

Krumbein $\Phi$	Korrel diameter (mm)	Orginele Wentworth-klasse	Nederlandse vertaling
- 5 tot - 6	32–64 mm	very coarse, gravel pebbles	zeer grof grind
- 4 tot - 5	16–32 mm	coarse gravel, pebbles	grof grind
- 3 tot - 4	8–16 mm	medium gravel, pebbles	middel grind
- 2 tot - 3	4–8 mm	fine gravel, pebbles	fijn grind
- 1 tot - 2	2–4 mm	very fine gravel, granules	erg fijn grind

### 6.2.1 Functie van grindbedden in het ecosysteem

Grindbedden zijn belangrijk voor vis en macrofauna. Sommige vissoorten gebruiken grindbedden specifiek als paaisubstraat (Figuur 6.2). Zo maakt de beekprik in het voorjaar paaikuilen in grindbedden om de eitjes in af te zetten en te bevruchten. Andere voorbeelden zijn beekforel, beekdonderpad, serpeling en de kopvoorn. Echter, behalve het grind spelen hierbij ook onder andere stroomsnelheid, zuurstofgehalte, temperatuur, waterkwaliteit en diepte een rol; deze factoren moeten op orde zijn wil een grindbed geschikt zijn voor deze soorten. Veel soorten macrofauna komen in grindbedden voor, maar deze soorten zijn vaak ook te vinden op andere harde substraten in de stroomdraad (hout, stenen; bijvoorbeeld de kokerjuffers *Agapetus fuscipes* en *Silo nigricornis*); op basis van de WEW-habitatpreferentielijst (Verberk *et al.*, 2012) heeft ca. 26% van alle macrofauna een zekere binding met het substraat grind (preferentiescore  $\geq 1$ ), maar is slechts 3,5% er sterk aan gebonden (preferentiescore  $\geq 5$ ).

Er zijn veel studies gedaan naar de reden dat harde substraten in het algemeen en grindbedden in het bijzonder een grote diversiteit aan macrofauna herbergen. Hiervoor zijn stroomversnellingen of erosiezones vergeleken met depositiezones en andere habitats (Rabeni & Minshall, 1977, Logan & Brooker, 1983, Allan, 1995). Het verschil wordt toegeschreven aan verschillen in stroomsnelheid en korreldiameter (Cummins & Lauff, 1969, Hynes, 1970, Allan, 1975, Williams & Mundie, 1978, Hildrew, Townsend & Henderson, 1980, Erman & Erman, 1984). De hogere stroomsnelheden en de grotere en daarmee stabielere grindkorrels bieden habitat aan grazers (van algen) en filtreerders (Williams & Moore, 1986, Allan, 1995). De grotere interstitiële ruimtes tussen de grindkorrels vangen meer fijn organisch materiaal in en bieden schuilplaatsen aan individuen om hoge afvoeren en predatoren te vermijden (Gee, 1982, Culp *et al.*, 1983).

### 6.2.2 Kenmerken ecologisch goed functionerend grindbed

Om ecologisch goed te kunnen functioneren moet er in een grindbed jaarrond voldoende interstitiële ruimtes tussen de korrels aanwezig zijn die doorstroomd worden met zuurstofrijk water. Bedekking van het grindbed of verdichting van de interstitiële ruimtes met zand en slib zorgt ervoor dat het grindbed ongeschikt wordt voor veel typische grind-gebonden soorten. Constante waterbeweging met voldoende kracht om het grindbed vrij te houden van neerslaand fijner materiaal is dus een vereiste voor het in stand houden van een grindbed. Verder moet de stroomsnelheid of turbulentie dusdanig zijn dat waterplanten zich niet



FIGUUR 6.2 | De grindbedden in de Heelsumse beek op de Veluwe worden gebruikt als paaiplaats door beekforellen, hier een jong exemplaar.

in het grindbed kunnen ontwikkelen. Groei van bijvoorbeeld sterrenkroos leidt tot verslibbing van het grindbed in de plantenmassa's.

### 6.3 HERSTEL VAN GRINDBEDDEN VIA HET INBRENGEN VAN GRIND

Door beekkanalisatie en -normalisatie en verstuwung zijn grindbedden in veel laaglandbeken verdwenen of alleen tijdelijk (bijvoorbeeld tijdens perioden met hoge afvoeren) aanwezig. Sterk ingesneden trajecten of spoelkommen benedenstrooms van kunstwerken kunnen nog wel grind bevatten, omdat hier voldoende hoge stroomsnelheden optreden, maar deze situaties kunnen weer vanuit andere ecologische processen beredeneerd onwenselijk zijn (loskoppeling tussen beek en beekdal, verstuwung bovenstrooms etc.). De wens om deze grindbedden te herstellen is groot; op veel plekken in Europa en Noord Amerika worden grind-herstelprojecten uitgevoerd. Meestal is herstel van het paaihabitat voor vis het uitgangspunt (Reeves *et al.*, 1991, Iversen *et al.*, 1993, Kondolf *et al.*, 1996, Merz & Setka, 2004, Merz & Chan, 2005, Sarriquet *et al.*, 2007, Pedersen *et al.*, 2009) en soms ook het bieden van habitat voor macrofauna (Kondolf *et al.*, 1996, Gore *et al.*, 1998, Merz & Setka, 2004). In Nederland is recentelijk één project uitgevoerd in het Groote Diep (Noord Drenthe, stroomgebied Peizerdiep), waar drempels in de vorm van grind- en stenenbanken zijn aangelegd die onder andere tot doel hebben te kunnen dienen als paai-substraat voor uitgezette zeeforellen (Kamman, 2014).

#### 6.3.1 Locatiekeuze

Uitgangspunt bij het herstel van grindbedden via suppletie in een beektraject is dat:

- 1.) Dit habitattype er voorheen ook voorkwam.
- 2.) Het substraat niet binnen een redelijke termijn door natuurlijke processen kan terugkeren.
- 3.) De stromingscondities dusdanig op orde zijn dat een grindbed zichzelf in stand kan houden na aanleg zonder te verzanden of te verslibben.
- 4.) De habitateisen van de doelsoorten in ogenschouw worden genomen. Heeft de soort/levensgemeenschap die gewenst is in het beektraject of stroomgebied (vis) meerdere habitattypen gedurende de levenscyclus nodig, dan is het essentieel om ook de aanwezigheid en bereikbaarheid hiervan in het beektraject te onderzoeken.

Het doelgericht suppleren van grind in een beek kan op twee manieren worden uitgevoerd:

- 1.) Indien de beek bij piekafvoeren voldoende kracht heeft het grind te verplaatsen, dan is suppleren in eroderende beektrajecten het meest effectief. Tijdens de piekafvoer verplaatst de beek het grind naar een natuurlijke sedimentatiezone.
- 2.) Indien de beek onvoldoende kracht heeft of gericht op bepaalde plaatsen grindbedden gewenst zijn, kan het grind direct op de uitgekozen plaats worden aangebracht.

Grind kan het beste worden aangebracht op plekken binnen de beekbedding waar de stroomsnelheid door de aanwezigheid van zandbanken, boomstammen en andere stromingsob-

structies het hoogst is. Op basis van de Hjulstrom-curve voor erosie/depositie van sediment (Hjulstrom, 1939) kan worden afgeleid dat stroomsnelheden vanaf ca. 20 cm/s voldoende moeten zijn een grindbed in stand te houden. Echter, hierbij speelt ook de hoeveelheid sedimenttransport in de beek een rol; bij weinig transport zal een grindbed ook bij lagere stroomsnelheden niet snel dichtslibben. Bestaat de kans op verslibbing van het grindbed, dan dienen extra structuren hoge stroomsnelheden door/over het grindbed bij hoge afvoeren te garanderen (Nelson *et al.*, 1987, Wilcock *et al.*, 1996a, 1996b, Singer & Dunne, 2006).

Omdat het gesuppleerde grind langzaam stroomafwaarts zou kunnen bewegen en niet van bovenstrooms wordt aangevuld, is monitoring van het grindbed noodzakelijk om de positieve effecten van de aanwezigheid van grind te behouden. Met een sedimenttransport-model kan in theorie berekend worden hoe snel erosie zal optreden. In de praktijk zijn in veel gevallen sedimenttransport-schattingen echter onbetrouwbaar en moeilijk te bepalen.

#### 6.3.2 Afmetingen aan te brengen grindbedden en hun verdeling over een beektraject

Op basis van expert judgement namen McManamay *et al.* (2010) aan dat een dikte van de grindlaag van ca. 10 cm voldoende is om een stabiel pakket te krijgen met voldoende interstitiële ruimte voor lichte stroming en ei-afzetting (zie ook Geist & Dauble, 1998; Geist *et al.*, 2002). Minder dan 5 cm bleek instabiel en daardoor minder geschikt. De ei-afzetediepte is overigens direct gerelateerd aan de grootte van de vis (De Vries, 1997).

De grootte van het gewenste grindbed in relatie tot het eroderend en grind-transporterend vermogen van de beek bepaalt de hoeveelheid te suppleren materiaal (Merz *et al.*, 2006). Pasternack (2008) geeft een vuistregel voor bergbeken (verhang 0,001-0,01 m/m) om het volume te suppleren grind te bepalen: benodigd volume  $\alpha * A * D$ , waarbij A = oppervlak in m<sup>2</sup>, D = gemiddelde waterdiepte (m),  $\alpha$  = schalingsfactor (0,5 in beken met poelen en stroomversnellingen, en 0,8 voor individuele grindbedden). McManamay *et al.* (2010) adviseren in trajecten een klein aantal grote grindbedden aan te leggen in plaats van een heleboel kleine grindbedden.

Voor de Deense beken adviseren Græsbøll *et al.* (1987; in Pedersen *et al.*, 2009) om gemengd grind (fijn tot zeer grof) in te brengen met een laagdikte van 10 tot 50 cm en een diepte van de bovenstaande waterlaag van 20 tot 30 cm. In boven- en middenlopen adviseren ze een grindbed van ca. 4 tot 5 m lengte en in benedenlopen een lengte van ca. 10 m. Als maat voor de afstand tussen individuele grindbedden is 5 tot 7 keer de breedte van de beek geschikt. Ze streefden naar een verhang van 0,2 - 0,4% in ieder grindbed, zodat voldoende doorstroming gegarandeerd was.

### 6.4 BEPERKINGEN

De gedachte achter het inbrengen van grind is dat wanneer het grindhabitat wordt teruggebracht de biodiversiteit vanzelf zal toenemen. Ze worden vaak door beheerders gezien als bouwstenen in beekherstel (Harper *et al.*, 1992, Harper & Everard, 1998, Newson *et al.*, 1998).

Harrison *et al.* (2004) toonden echter voor Engelse laaglandbeeksystemen aan dat dit wat betreft biodiversiteit niet het geval was; alleen de al in de beek aanwezige stromingsminnende fauna nam in abundantie toe. Pretty *et al.* (2003) toonden hetzelfde aan voor vissen. Een verklaring hiervoor kan zijn dat het grootste gedeelte van de ongewervelden in meer of mindere mate flexibel zijn wat betreft het habitat waarin ze kunnen leven en dat andere factoren een belangrijkere rol spelen in het al dan niet terugkeren van soorten (Minshall & Minshall, 1977, Jenkins, Wade & Pugh, 1984, Barmuta, 1989, Palmer & O'Keefe, 1991, Bournaud *et al.*, 1998, Wright & Symes, 1999, Harrison, 2000). Voor veel soorten biedt het grindbed op zichzelf vaak niet veel extra's ten opzichte van andere habitattypen die al aanwezig zijn, met name wanneer er andere harde substraten te vinden zijn, waaronder takken, hout, stenen/puin en waterplanten (Jacobsen & Sand-Jensen, 1992). Het bieden van schuilplaatsen, aangroei (biofilm) van algen (epifyton) en bacteriën en een accumulatie van organisch materiaal voegt functioneel weinig toe, omdat dit in laaglandbeken al in ruime mate voorhanden is (Allen, 1995). Hier komt nog bij dat in natuurlijke laaglandbeken grindbedden veel zeldzamer zijn dan in bijvoorbeeld heuvelland- of bergbeken, waardoor het relatieve belang voor de levensgemeenschap geringer is (Brookes & Sear, 1996).

Verder zal een aangebracht grindbed verschillen van een natuurlijk grindbed. Grindbedden zijn een gevolg van het optreden van verschillende hydraulische processen in beken (Gordon *et al.*, 1992). De morfologische kenmerken van natuurlijke beken zijn dan ook niet statisch. Zo bewegen fijne en grove minerale korrels continu stroomafwaarts tijdens hoge afvoeren



en sedimenteren weer wanneer de afvoer vermindert. Sediment wordt dus voortdurend geërodeerd en afgezet (Gordon *et al.*, 1992). Het is waarschijnlijk dat deze sedimentdynamiek, in beweging gehouden door de hydraulische veranderingen, essentieel is voor de overleving van de specifiek aan grindbedden gebonden macrofauna (Hildrew & Giller, 1994). Zo zijn veel stromingsminnende soorten talrijker aanwezig op dynamische grindbedden (Rice *et al.*, 2001). Deze dynamiek is in aangebrachte grindbedden met geringe of geen beweging van de grindkorrels niet goed te creëren, waardoor deze grindbedden anders gaan functioneren dan natuurlijke grindbedden (Reid *et al.*, 1981, Harrison *et al.*, 2004).

Het traject waar grind gesuppleerd wordt, maakt deel uit van een groter watersysteem en wordt hierdoor beïnvloed. Al genoemd is het belang van een goede en continue doorstroming van het grindbed, oftewel de noodzaak dat de hydrologie van de beek op orde is. Verder speelt ook de nutriëntenbelasting een rol. Wordt grind ingebracht in (zwaar) belaste beken, bijvoorbeeld in landbouwgebied, dan kan door het ingevangen organisch materiaal van landbouwkundige oorsprong en de hoge voedselrijkdom verstikking van het grindbed door massale algengroei optreden met een slechte zuurstofhuishouding tot gevolg. De consequentie hiervan is dat de meer kritische stromingsminnende soorten zich niet kunnen vestigen. Tenslotte kan het functionele leefgebied in omvang en positionering afwijken van één of enkele ingebrachte grindbedden (Harper *et al.*, 1995). De observatie dat de fauna van een ingebracht grindbed afwijkt van de omgeving houdt nog niet in dat dit een gevolg is van de maatregel (Lawton, 2000). Verder hebben veel soorten een complexe levenscyclus waarin verschillende levensstadia gebruik maken van verschillende habitattypen. Dit kan uiteenlopen van de oevervegetatie door pas uitgekomen larven, die vervolgens tijdens hun groei zich verspreiden over andere habitattypen (Cellot *et al.*, 1984, Harrison, 2000), terwijl de volwassen dieren vaak terrestrische oeverzone gebruiken (Harrison *et al.*, 2000, Harrison & Harris, 2002). Enkelvoudig habitattherstel zoals grind inbrengen, kan in zo'n geval onvoldoende zijn omdat de soorten meerdere habitattypen gebruiken. Dit geldt ook voor de bereikbaarheid van de grindbedden. Wat betreft habitatgebruik is het ook belangrijk dat de typische soorten van grindbedden dit habitat wel moeten kunnen bereiken. Er moeten bijvoorbeeld geen vismigratieknelpunten liggen tussen een grindbed dat kan dienen als potentiële paailocatie en de wateren waar de volwassen dieren zich ophouden.

## 6.5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Het actief inbrengen van grind moet in veel beken worden gezien als een korte-termijnmaatregel, waarbij steeds opnieuw actief gesuppleerd moet worden om het grindbed en de condities noodzakelijk voor ecologische effectiviteit te behouden (Roni *et al.*, 2002). Het is daarmee ook een soortgerichte maatregel, waar alleen bepaalde soorten van profiteren (bijvoorbeeld het creëren van paaimogelijkheden voor bepaalde vissoorten). Pas wanneer de hydromorfologische processen (stromingscondities continu matig tot snel stromend water, geen grote sedimentvrachten) in een beek weer op orde zijn, kan een kunstmatig ingebracht grindbed op de langere termijn stand houden. Echter, in veel gevallen zal onder deze omstan-

digheden, wanneer er al grind in de ondergrond zit, dit ook vanzelf aan de oppervlakte komen, waardoor suppleren in deze systemen meer een 'overbruggingsmaatregel' is tot dat op natuurlijke wijze voldoende grind beschikbaar gekomen is. Versnellen van het natuurlijk beschikbaar maken van grind uit de bedding, bijvoorbeeld door met het inbrengen van hout stromingsdifferentiatie te creëren waardoor spoelkommen met grind ontstaan, heeft in dit geval de voorkeur boven actieve suppletie van grind.

## 6.6 LITERATUUR

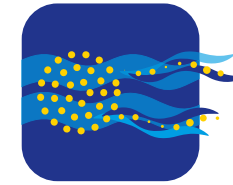
- Allan, J.D. (1975) The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology* 56: 1040–1053.
- Allan, J.D. (1995) *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Barmuta, L.A. (1989) Habitat patchiness and macrobenthic community structure in an upland stream in temperate Victoria, Australia. *Freshwater Biology* 21: 223–236.
- Bournaud, M., Tachet, H., Berly, A. & Cellot, B. (1998) Importance of microhabitat characteristics in the macrobenthos microdistribution of a large river reach. *Annals of Limnology* 34: 83–98.
- Brookes, A. & Sear, D.A. (1996) Geomorphological principles for restoring channels. *River Channel Restoration – Guiding Principles for Sustainable Projects* (eds A. Brookes & F.D. Shields), pp. 76–101. Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Cellot, B., Bournaud, M. & Tachet, H. (1984) The movements of the larvae of Hydropsyche (Trichoptera) in a large river. *Proceedings of the Fourth International Symposium on Trichoptera* (ed. J. Morse), pp. 57–68. Dr W. Junk, The Hague, Netherlands.
- Culp, J.M., Walde, S.J. & Davies, R.W. (1983) Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1568–1574.
- Cummins, K.W. & Lauff, G.H. (1969) The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia*, 34, 145–181.
- DeVries, P. (1997) Riverine salmonid egg burial depths: review of published data and implications for scour studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 1685–1698.
- Erman, D.C. & Erman, N.A. (1984) The response of stream macroinvertebrates to substrate size and heterogeneity. *Hydrobiologia* 108: 75–82.
- Gee, J.H.R. (1982) Resource utilization by *Gammarus pulex* (Amphipoda) in a Cotswold stream: a microdistribution study. *Journal of Animal Ecology* 51: 817–832.
- Geist, D.R., & Dauble, D.D. (1998) Redd site selections and spawning habitat use by fall Chinook salmon: the importance of geomorphic features in the large rivers. *Environmental Management* 22: 655–669.
- Geist, D.R., Hanrahan, T.P., Arntzen, E.V., McMichael, G.A., Murray, C.J. & Chien Y. (2002) Physiochemical characteristics of the hyporheic zone affect redd site selection by chum salmon and fall Chinook salmon in the Columbia River. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 1077–1085.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A. & Finlayson, B.L. (1992) *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Wiley, Chichester, UK.
- Gore, J.A., Crawford, D.J. & Addison D.S. (1998) An analysis of artificial riffles and enhancement of benthic community diversity by physical habitat simulation (PHABSIM) and direct observation. *Regulated Rivers: Research and Management* 14: 69–77.
- Harper, D. & Everard, M. (1998) Why should the habitat-level approach underpin holistic river survey and management? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 395–413.
- Harper, D.M., Smith, C.D. & Barham, P. (1992) Habitats as the building blocks for river conservation assessment. *River Conservation and Management* (eds P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts), pp. 311–319. Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Harper, D.M., Smith, C.D., Barham, P. & Howell, R. (1995) The ecological basis for the management of the natural river environment. *The Ecological Basis for River Management* (eds D.M. Harper & A.J.D. Ferguson), pp. 219–238. Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Harrison, S., Harris, I., Croeze, A. & Wiggers, R. (2000) The influence of bankside trees on the distribution of larvae and adults of the Glossosomatid caddis *Agapetus fuscipes*. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 1480–1484.
- Harrison, S.S.C., Pretty, J.L., Shepherd, D., Hildrew, A.G., Smith, C., & Hey, R.D. (2004). The effect of instream rehabilitation structures on macroinvertebrates in lowland rivers. *Journal of Applied Ecology* 41(6): 1140–1154.
- Harrison, S.S.C. & Harris, I.T. (2002) The impact of bankside management on chalk stream invertebrates. *Freshwater Biology* 47: 2233–2245.
- Harrison, S.S.C. (2000) The importance of aquatic margins to invertebrates in English chalk streams. *Archiv für Hydrobiologie* 149: 213–240.
- Hildrew, A.G. & Giller, P.S. (1994) Patchiness, species interactions and disturbance in the stream benthos. *Aquatic Ecology – Scale, Pattern and Process* (eds P.S. Giller, A.G. Hildrew & D.G. Raffaelli), pp. 21–63. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Hildrew, A.G., Townsend, C.R. & Henderson, J. (1980) Interactions between larval size, microdistribution and substrate in the stoneflies of an iron-rich stream. *Oikos* 35: 387–396.
- Hjulstrom, F. (1939) Transportation of detritus by moving water. P. 5–31. In: Trask, P.D. (red.) *Recent marine sediments, a symposium*. American association of petroleum scientists, Tulsa, Oklahoma.
- Hynes, H.B.N. (1970) *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press, Liverpool, UK.
- Iversen, T.M., Kronvang, B., Madsen, B.L., Markmann, P. & Nielsen, M.B. (1993) Reestablishment of Danish streams-restoration and maintenance measures. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 3: 73–92.
- Jacobsen, D. & Sand-Jensen, K. (1992) Herbivory of invertebrates on submerged macrophytes from Danish freshwaters. *Freshwater Biology* 28: 301–308.
- Jenkins, R.A., Wade, K.R. & Pugh, E. (1984) Macroinvertebrate habitat relationships in the River Teifi catchment and the significance to conservation. *Freshwater Biology* 14: 23–42.
- Kamman, J. (2014) Project 'Zeeforel Lauwersmeer' Onderbouwing uitzet zeeforel in het Lauwersmeer-Peizerdiep systeem. Rapport Sportvisserij Nederland, Bilthoven.



- Kondolf, G.M., Vick, J.C. & Ramirez T.M. (1996) Salmon spawning habitat rehabilitation on the Merced River, California: an evaluation of project planning and performance. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 899–912.
- Lawton, J.M. (2000) Community ecology in a changing world. *Excellence in Ecology*, Vol. 11 (ed. O.Kinne). International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- Logan, P. & Brooker, M.P. (1983) The macroinvertebrate faunas of riffles and pools. *Water Research* 17: 263–270.
- McManamay, R.A., Orth, D.J., Dolloff, C.A., & Cantrell, M.A. (2010) Gravel addition as a habitat restoration technique for tailwaters. *North American Journal of Fisheries Management* 30(5): 1238-1257.
- Merz, J.E., & Setka, J.D. (2004) Evaluation of a spawning habitat enhancement site for Chinook salmon in a regulated California River. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 397–407.
- Merz, J.E., and Chan, L.K.O. (2005) Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. *River Research and Applications* 21: 61–74.
- Merz, J.E., Pasternack, G.B. & Wheaton, J.M. (2006) Sediment budget for salmonid spawning habitat rehabilitation in a regulated river. *Geomorphology* 76: 207–228.
- Minshall, G.W. & Minshall, J.N. (1977) Microdistribution of benthic invertebrates in a Rocky Mountain (USA) stream. *Hydrobiologia* 55: 231–249.
- Nelson, R.W., Dwyer, J.R. & Greenberg, W.E. (1987) Regulated flushing in a gravel-bed river for channel habitat maintenance: a Trinity River fisheries case study. *Environmental Management (New York)* 11: 479–493.
- Newson, M.D., Harper, D.M., Padmore, C.L., Kemp, J.L. & Vogel, B. (1998) A cost-effective approach for linking habitats, flow types and species requirements. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 431–446.
- Palmer, C.G. & O'Keefe, J.H. (1991) Are macroinvertebrate assemblages in the Buffalo River, southern Africa, associated with particular biotopes? *Journal of the North American Benthological Society* 10: 349–357.
- Pasternack, G.B. (2008) Spawning habitat rehabilitation: advances in analysis tools. Pages 321–348 in D. A. Sear and P. DeVries, editors. *Salmonid spawning habitat in rivers: physical controls, biological responses, and approaches to remediation*. American Fisheries Society, Symposium 65, Bethesda, Maryland.
- Pedersen, M.L., Kristensen, E.A., Kronvang B., & Thodsen H. (2009) Ecological effects of re-introduction of salmonid spawning gravel in lowland Danish streams. *River Research and Applications* 25: 626–638.
- Pretty, J.L., Harrison, S.S.C., Shepherd, D.J., Smith, C., Hildrew, A.G. & Hey, R.D. (2003) River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40: 251–265.
- Rabeni, C.F. & Minshall, G.W. (1977) Factors affecting microdistribution of stream benthic insects. *Oikos* 29: 33–43.
- Reeves, G.H., Hall, J.D., Roelofs, T.D., Hickman, T.L. & Baker, C.O. (1991) Rehabilitating and modifying stream habitats. In: W. R. Meehan, editor. *Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats*. American Fisheries Society, Special Publication 19, Bethesda, Maryland: 519–557 p.
- Reid, L.M., Dunne, T. & Cederholm, C.J. (1981) Application of sediment budget studies to the evaluation of logging road impact. *Journal of Hydrology (New Zealand)* 20:49–62.
- Rice, S.P., Greenwood, M.T. & Joyce, C.B. (2001) Macroinvertebrate community changes at coarse sediment recruitment points along two gravel bed rivers. *Water Resources Research* 37: 2793–2803.
- Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M., & Pess, G.R. (2002). A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management* 22(1): 1-20.
- Sarriquet, P.E., Bordenave, P. & Marmonier, P. (2007) Effects of bottom sediment restoration on interstitial habitat characteristics and benthic macroinvertebrate assemblages in a headwater stream. *River Research and Applications* 23: 815–828.
- Singer, M.B., & Dunne T. (2006) Modeling the influence of river rehabilitation scenarios on bed material flux in a large river over decadal timescales. *Water Resources Research* 42: W12415.
- Verberk, W.C.E.P., Verdonschot, P.F.M., van Haaren, T., van Maanen, B. (2012). Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. *WEW Themanummer 23*, Van de Garde-Jémé, Eindhoven. 32 pp.
- Wentworth, C.R. (1922) A scale of grade and class terms for clastic sediments *Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Wilcock, P.R., Barta, A.F., Shea, C.C., Kondolf, G.M., Graham Matthews, W.V. & Pitlick, J. (1996a) Observations of flow and sediment entrainment on a large gravel-bed river. *Water Resources Research* 32: 2897–2909.
- Wilcock, P.R., Kondolf, G.M., Graham Matthews, W.V. & Barta, A.F. (1996b) Specification of sediment maintenance flows for a large gravel-bed river. *Water Resources Research* 32: 2911–2921.
- Williams, D.D. & Moore, K.A. (1986) Microhabitat selection by a stream-dwelling amphipod: a multivariate analysis approach. *Freshwater Biology* 16: 115–122.
- Williams, D.D. & Mundie, J.H. (1978) Substrate size selection by stream invertebrates and the influence of sand. *Limnology and Oceanography* 23: 1030–1033.
- Wright, J.F. & Symes, K.L. (1999) A nine-year study of the macroinvertebrate fauna of a chalk stream. *Hydrological Processes* 13: 371–385.

7

ZANDSUPPLETIE



## 7.1 DOEL

In de hoofdstuk wordt het suppleren van zand als beekherstelmaatregel in laaglandbeken beschreven en wordt verkend of en hoe het inbrengen van zand kan worden ingezet ten behoeve van integraal herstel (hydrologisch, morfologisch en biologisch) van beken en de aanliggende beekdalen.

## 7.2 ACHTERGROND

Zandsuppletie is een relatief nieuwe beekherstelmaatregel, die gebaseerd is op het building with nature-principe: er wordt een kleine zandmotor ingezet om diep ingesneden trajecten te verondiepen, zodat ecologisch waardevolle droog-nat gradiënten in en langs de beek hersteld kunnen worden, substraatdifferentiatie kan worden geïnitieerd en 'zandhonger' bij gebrek aan aanvoer van zand bovenstrooms (omdat dit bijvoorbeeld verstuwd is) tegengegaan worden.

Als gevolg van insnijding ontbreekt een natte oeverzone en/of overstromingsvlakte met beekbegeleidende bomen, karakteristiek voor natuurlijke laaglandbeken, langs veel beken in Nederland. Dit werkt negatief door in deze systemen, omdat deze zone essentieel is voor een 'compleet' en goed functionerend laaglandbeekecosysteem (Gregory *et al.*, 1991; Malanson, 1993; Naiman *et al.*, 1993; Naiman & Decamps, 1997). Hydrologisch, omdat het fungeert als een spons, waardoor water wordt vastgehouden tijdens hoge afvoeren en vervolgens weer geleidelijk wordt afgegeven aan het systeem. Chemisch, omdat het zorgt voor omzetting van stoffen en organisch materiaal en biologisch, omdat een groot aantal dier- en plantensoorten (welke nu grotendeels in het systeem ontbreken) nu juist in deze droog-nat gradiënten voorkomt.

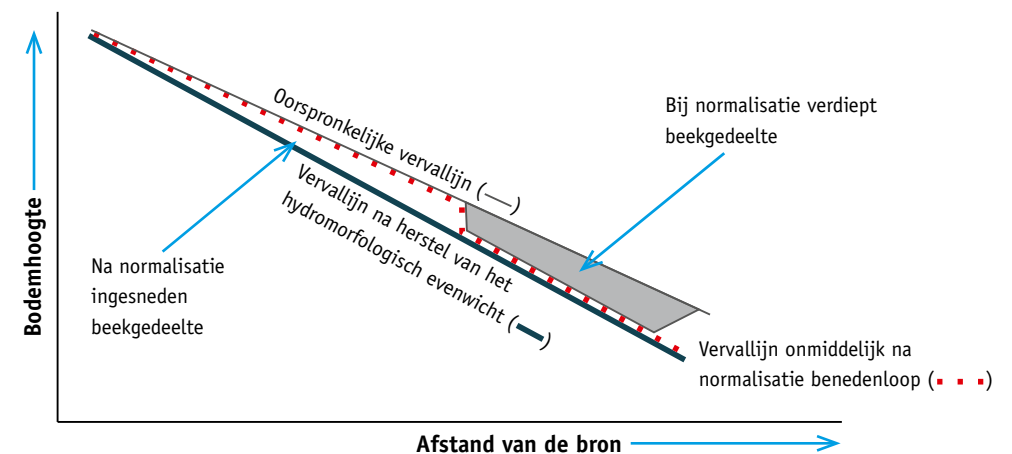
Er is nog maar weinig ervaring met deze beekherstelmaatregel. Kennis van het gedrag van zandtongen en het effect daarvan op beken is vooral afkomstig uit Australië (Bartley & Rutherford, 1999). In Nederland zijn tot nu toe op twee plekken suppleties uitgevoerd, in Twente en de Veluwe (Leuvenumse beek). De effecten die de zandsuppletie hebben op de tweede locatie worden sinds de start van de ingreep gemonitord (Verdonschot *et al.*, 2016); veel van de informatie in dit hoofdstuk is op dit onderzoek gebaseerd.

### 7.2.1 Insnijding

Beken snijden zich in op het moment dat de afvoerdynamiek vergroot wordt, terwijl de aanvoer van sediment gelijk blijft. Dit kan bijvoorbeeld het gevolg zijn van I) toename van ontwatering en drainage (m.n. bovenstrooms), II) kanalisatie en normalisatie van de beekloop, III) intensief beheer, zoals het verwijderen van hout en de beekbegeleidende planting, en IV) klimaatverandering. De stroomsnelheid in de beekloop neemt tijdens hoge afvoeren toe en het beddingmateriaal komt in beweging. Het transport van materiaal, in het bijzonder het sedimenttransporterend vermogen, is recht evenredig met de stroomsnelheid en afhanke-

lijk van de samenstelling van het beddingmateriaal (Gordon *et al.*, 2004). Fijn of licht materiaal wordt bij lagere stroomsnelheden getransporteerd dan grover materiaal, met uitzondering van sterk cohesief materiaal zoals klei. Ook de frequentie, manier waarop het beweegt en de afstand die afgelegd wordt hangt van het materiaal af: slib wordt bijvoorbeeld vaak in suspensie verplaatst, terwijl grovere zandkorrels rollen of schuiven over de bodem, en daardoor minder grote afstanden kunnen afleggen. In eerste instantie is bij een verhoging van de stroomsnelheid het gevolg dat er wijzigingen optreden in de samenstelling van de beekbedding, waardoor bijvoorbeeld alleen het fijnste materiaal wegspoelt, maar bij een verdere toename van de stroomsnelheid kunnen complete substraattypen uit het beektraject verwijderd worden, bijvoorbeeld al het organisch materiaal, en kan ook de zand op de bodem sterk gaan schuiven en zelfs in de kolom meegenomen worden naar benedenstrooms (Reice *et al.*, 1990).

Op het moment dat de beek door erosie van de bedding steeds dieper in het beekdal komt te liggen, treedt er een zichzelf versterkend effect op. Des te dieper de beek zich insnijdt, des te minder stromingsenergie kan het water kwijt door buiten haar oevers te treden, waardoor de stroomsnelheid in de bedding hoog blijft en daarmee de erosieve kracht. Deze insnijding gaat niet eindeloos door, behalve dat al het erosieve materiaal verdwenen kan zijn streeft een beek altijd naar een evenwicht tussen het verhang in het beekdal en het sedimenttransport. Zonder obstakels heeft de verhanglijn dan een afgevlakte vorm van boven- naar benedenstrooms. Bovenstrooms treedt erosie op (erosieve zone). Verder benedenstrooms, waar de stroomsnelheid onder de drempelwaarde voor transport voor het materiaal komt, slaat dit



**FIGUUR 7.1** | Terugschijnende erosie door het normaliseren van een deel van de beek (Verdonschot *et al.*, 2004). Wanneer het beekdal uit erosief materiaal bestaat, zoekt de beek altijd naar het hydromorfologisch evenwicht bepaald door het verhang van het landschap.

materiaal weer neer (depositiezone). In de praktijk zijn er meestal vaste punten in de bedding aanwezig, zoals stuwen en drempels, boomwortels, houtpakketten en veen- of klei/leemafzettingen. Deze obstakels houden sediment voor langere perioden vast en zorgen zo voor plaatselijke verhogingen in de bodem (Gordon *et al.*, 2004). De waterverhanglijnen lopen dan van vast punt tot vast punt, waardoor een trapstructuur ontstaat. In zo'n evenwichtstoestand is het sedimenttransport gering; pas bij extreme piekafvoeren komt het opgehoopte materiaal in beweging. De beek probeert zich dan in de hoger liggende bovenstroomse delen in te snijden (terugschrijdende erosie) (Verdonschot *et al.*, 2004; *Figuur 7.1*).

Uiteindelijk is het gevolg van voortschrijdende insnijding dat de beekloop veel dieper komt te liggen dan het omliggende beekdal. Dit heeft tot gevolg dat de beekoevers verdrogen, omdat het ondiepe grondwater naar de diepliggende bedding stroomt in plaats van oppervlakkig af te stromen door wortelzone van de beekbegeleidende gronden (Verdonschot, 1995).

### 7.2.2 Tegengaan van insnijding door middel van zandsuppletie

Om beek en beekdal weer te verbinden en daarmee de oorspronkelijke overstromingsvlaktes en beekbegeleidende moeraszones te herstellen, is het nodig de beekbodem weer omhoog te brengen. De eerste stap hierin is het zorgen voor omstandigheden waarin sedimentatie kan plaatsvinden, waarbij het materiaal ook nog eens vast wordt gelegd op de plek waar het sedimenteert. Het is daarvoor nodig een vast verhoogd punt in de vervallijn aan te brengen (Verdonschot *et al.*, 2004). Hiervoor zijn verschillende mogelijkheden, zoals een houtpakket, een keiendam, vaste drempel van boomstam of beton. Echter, het is van belang dat deze constructies bij aanleg bestand zijn tegen de afvoerpieken die in het systeem de insnijding hebben veroorzaakt; anders ligt onderspoeling van de constructie op de loer. Hiervoor kunnen ook bovenstrooms maatregelen genomen worden, bijvoorbeeld door de afvoer te remmen via bijvoorbeeld houtpakketten, vegetatie of retentiezones, of meer ingrijpend door de drainage te verminderen of het landgebruik van de aanliggende percelen te wijzigen (o.a. bufferstroken, extensief beheer). Wanneer de bodem eenmaal omhoog gebracht is door de suppletie en het beekdal als een overstromingsvlakte gaat functioneren, zorgt dit automatisch voor het dempen van de pieken omdat het water zijn stromingsenergie grotendeels kwijtraakt op het moment dat de beek buiten zijn oevers treedt. Bovenstroomse maatregelen zijn dan minder noodzakelijk.

Wanneer het obstakel is aangebracht, gaat zich in de bovenstroomse sedimentatiezone materiaal ophopen. Hiervoor moet er wel voldoende sedimenttransport in de beek plaatsvinden, iets wat gewoonlijk niet het geval is in ingesneden beken omdat tijdens de insnijding een groot deel van het beschikbare sediment naar benedenstrooms is verdwenen. Een alternatief is dan ook materiaal van elders aan te voeren om het sedimenttransport te stimuleren: het suppleren van zand.

Suppleren van zand kan op twee manieren gebeuren:

- 1.) Actieve suppletie: met een kraan zand in de beek brengen;
- 2.) Passieve suppletie, waarbij een zandberg langs de beek gelegd wordt, zodat dit tijdens hoge afvoeren meegevoerd kan worden.

In de Leuvenumse beek is gekozen voor actieve suppletie, omdat met passieve suppletie niet genoeg materiaal verplaatst werd. Met een kraan werd zand afkomstig van een nabijgelegen stuifzand (dit zand kwam vrij omdat er in het kader van stuifzandherstel geplagd werd) in de beek gestort, net zolang totdat de opstuwende werking te groot werd en bovenstrooms de beek buiten haar oevers trad. In het zand werden kleine geulen gemaakt om het water te leiden. In de maanden die volgden verplaatste het zand zich langzaam naar benedenstrooms en wanneer er weer voldoende ruimte was werd de volgende suppletie uitgevoerd (Verdonschot *et al.*, 2016).

Wat betreft het effect in morfologische zin is in principe de herkomst van het zand niet van belang, maar in verband met aanvoer van andere stoffen (kalkrijkdom etc.) kan het beste gebiedseigen materiaal gebruikt worden. Het moment van suppleren wordt vooral gestuurd door de bereikbaarheid van de suppletielocatie, omdat relatief zwaar materieel nodig is om het zand aan te voeren. Aanvoer in een natte periode zorgt voor grote schade aan de omgeving van de beek. Een langere periode met droog weer en basisafvoer van de beek lijken het beste werkbaar, omdat de beek dan nog wel voldoende kracht heeft om het zand te verplaatsen, maar niet meteen grote bovenstroomse overstromingen veroorzaakt worden op het moment dat het zand in de beek gestort wordt.

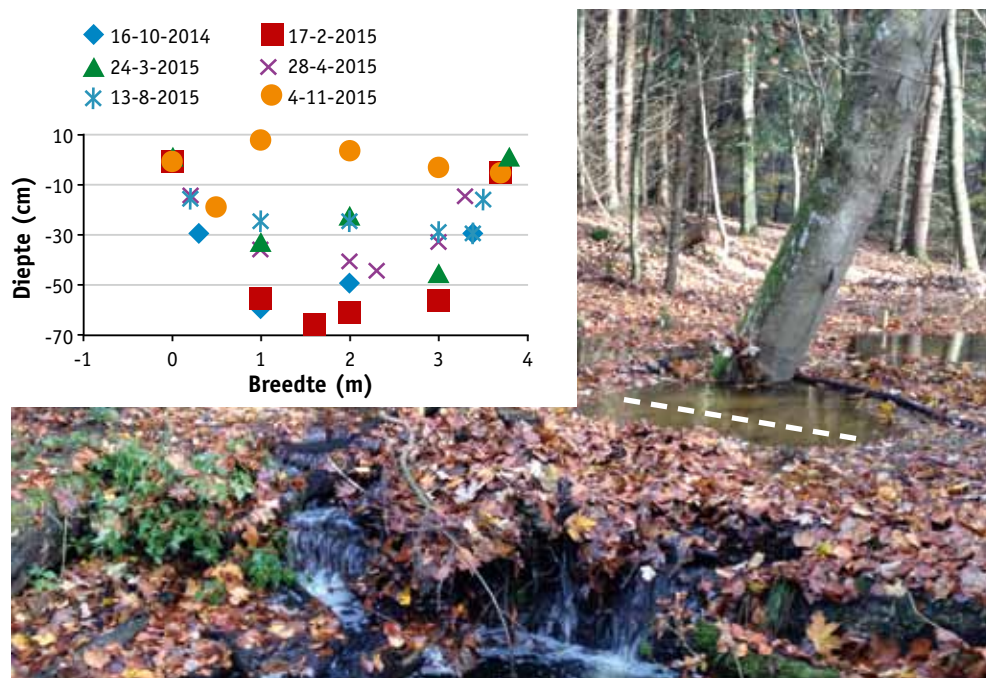
Het proces na inbrengen van het zand was als volgt: de stroomsnelheid in het ondiepe smalle geultje op de suppletielocatie nam sterk toe, waardoor het fijnste materiaal in suspensie en het zwaardere materiaal over de bodem schuivend, in de vorm van een zandtong, naar benedenstrooms werd verplaatst. Zo'n zandtong bestaat uit een geleidelijk oplopende helling aan de bovenstroomse zijde, waar de zandkorrels door de stroming van het water langzaam naar boven overheen rollen, om vervolgens aan de stroomafwaartse zijde naar beneden te vallen (Gordon *et al.*, 2004; *Figuur 7.2*). De bovenstroomse zijde is zeer stabiel en compact, de benedenstroomse steile zijde in eerste



**FIGUUR 7.2** | *Benedenstroomse zijde van de zandtong ontstaan door zandsuppletie in de Leuvenumse beek. Zandkorrels rollen en schuiven door de stroming steeds verder naar benedenstrooms.*

instantie zeer los. De beek sneed zich vervolgens bovenstrooms steeds verder in het aangebrachte zand in, terwijl verder benedenstrooms (waar de stroomsnelheid lager is) de beekbodem omhoog kwam door het aangevoerde materiaal. Dit proces gaat net zolang door totdat het evenwicht weer hersteld is en er een redelijk vloeiende beekverhanglijn is ontstaan, of totdat de ruimte tot de aanwezige drempel (bijv. een houtpakket) is opgevuld (Figuur 7.3).

De beïnvloedde benedenstroomse beeklengte na twee jaar suppleren varieerde in de Leuvenumse beek op drie onderzochte locaties tussen de 47 en 135 m bij een ingebracht volume van 220-340 m<sup>3</sup>. Hier werd een op de korte termijn stabiele ophoging van 24-53 cm bereikt vanaf de inbrengplek tot de eerste drempel (over ca. 30 m beeklengte) (Verdonschot *et al.*, 2016). De variatie in beïnvloedde beeklengte en mate van bodemophoging werd voor een belangrijk deel gestuurd door de breedte van de beekbedding. Daar waar veel ruimte was, werd een deel van het zand als zandbanken afgezet. Een voorbeeld uit dit onderzoek is gegeven in figuur 7.4 voor een beektraject van ca. 4 meter breed. Het verschil tussen het ingebracht volume en de volumes in de beek zijn het gevolg van de herverdeling van het materiaal wanneer het in de beek wordt gestort, waardoor het een andere pakking krijgt.

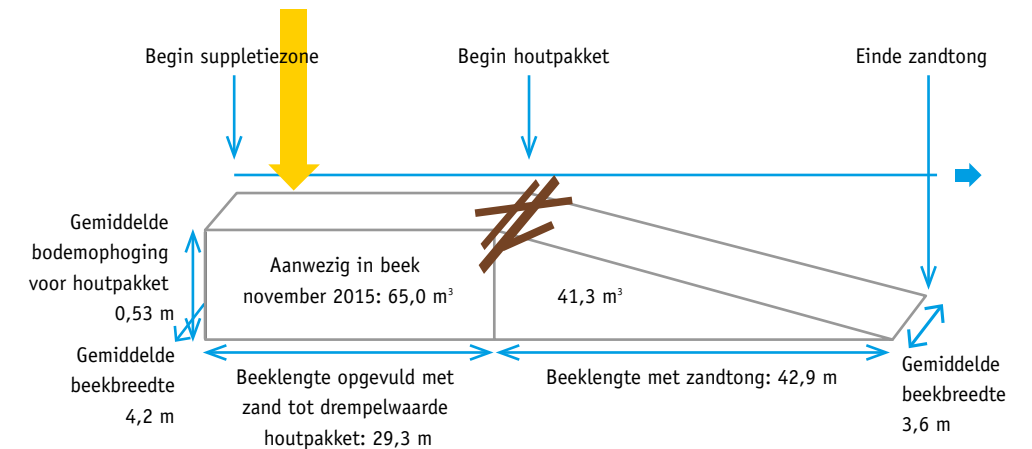


**FIGUUR 7.3** | Effect van een houtpakket op de bodemhoogte. De beekbodem is omhoog gekomen tot vrijwel de bovenzijde van het houtpakket, geholpen door de verdichtende werking van het blad. De inzet geeft de bodemophoging weer ter hoogte van de witte onderbroken lijn (Verdonschot *et al.*, 2016).

De impact van het ingebrachte zand is dus een functie van:

- 1.) De hoeveelheid en samenstelling/eigenschappen (korrelgrootteverdeling, organische stofgehalte etc.) van het ingebrachte materiaal;
- 2.) Het verhang van het beekdal;
- 3.) Stroomsnelheid en afvoerpatroon;
- 4.) Breedte van de bedding;
- 5.) De aanwezigheid en eigenschappen (hoogte, verdichting) van drempels in de beek;
- 6.) Mate van insnijding (afstand beekbodem - insteek).

Gesuppleerd vanaf maart 2015: circa 200 m<sup>3</sup>

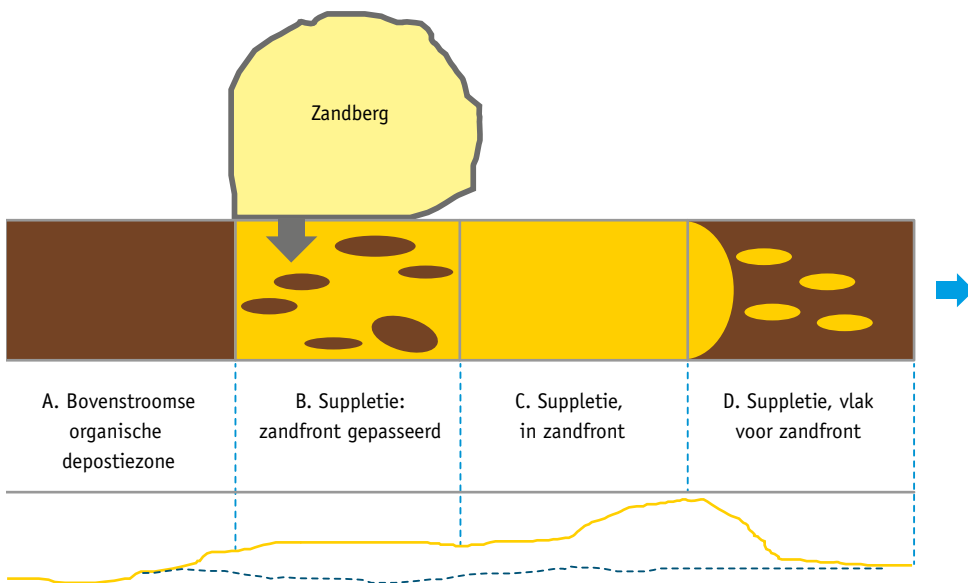


**FIGUUR 7.4** | Schematische weergave van de bodemophoging op een suppletielocatie in de Leuvenumse beek in november 2015 op basis van een serie metingen in vaste dwarsprofieltransecten (Verdonschot *et al.*, 2016). Lichtblauwe pijl geeft de stromingsrichting aan.

### 7.3 EFFECTEN VAN SUPPLETIE

#### 7.3.1 Substratsamenstelling

Op een suppletielocatie zijn gewoonlijk vier verschillende zones te onderscheiden (Figuur 7.5). Bovenstrooms van de suppletielocatie neemt de stroomsnelheid af, omdat bij het inbrengen van het zand een helling wordt opgeworpen op de beekbodem. Hier slaat fijn (organisch) materiaal neer. De tweede zone is een traject waar door erosie het materiaal is uitgesorteerd en gestabiliseerd. In de Leuvenumse beek ontstond op deze plek een mozaïek van verschillende substraten (gedomineerd door zand, grind, fijne en grove detritus en hout) en lag de stroomsnelheid hoger dan in de andere trajecten (Verdonschot *et al.*, 2016). De habitatheterogeniteit was hier hoger dan in andere delen van de beek. De derde zone is de dynamische zone waar het zand nog in beweging is, het zandfront. Deze zone van langzaam naar benedenstrooms schuivend zand heeft een homogeen karakter. Vaak is alleen in de stromingsrib-



**FIGUUR 7.5** | Schematisch overzicht van de veranderingen die optreden na zandsuppletie op verschillende plekken ten opzichte van de suppletielocatie (Verdonschot et al., 2016).

bels wat ander materiaal dan zand te vinden. De laatste zone is de zand tong, de voorzijde van het zandfront. Hier worden de aanwezige oorspronkelijke substraten langzaam bedekt door het naar benedenstrooms opschuivende zand.

### 7.3.2 Levensgemeenschap (macrofauna)

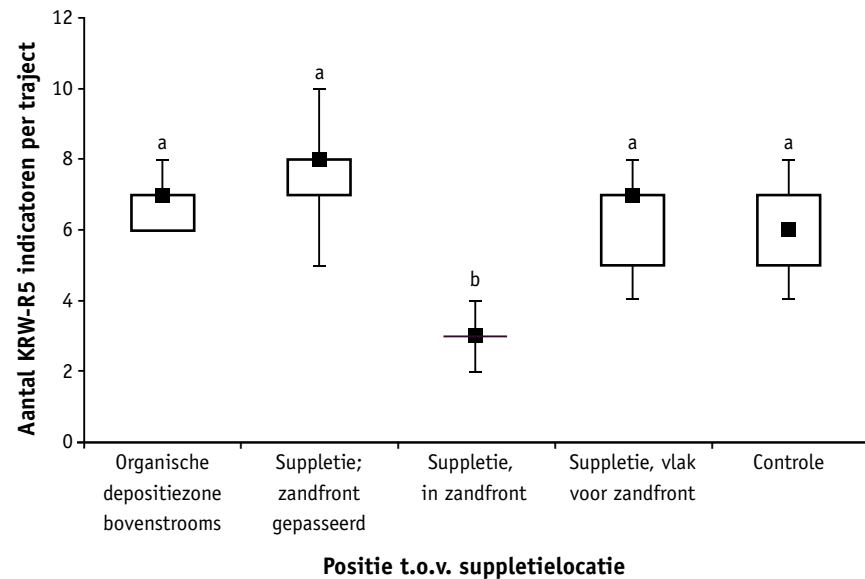
Depositie van fijn mineraal of organisch materiaal (slib, zeer fijn zand etc.) wordt in het algemeen gezien als negatief voor de levensgemeenschap (Wood & Armitage, 1997; Al Shaw & Richardson, 2001; Matthaei et al., 2006; De Castro Vasconcelos & Melo, 2008). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de hoeveelheid ingebracht zand in deze onderzoeken slechts een fractie is van de hoeveelheid die in de Nederlandse zandsuppleties is gebruikt. Wanneer sediment getransporteerd wordt, treedt er massale drift van de macrofauna op; de dieren laten zich meevoeren met de stroming om bedekking te voorkomen (Rosenberg & Wiens, 1978; Culp et al., 1986; Bond & Downes, 2003 wijden dit ook voor een belangrijk deel aan de stroming). Verder wordt de hoeveelheid beschikbaar habitat (met uitzondering van zand) verkleind en maakt de instabiliteit van het zand tijdens de hoge afvoeren ook dit substraat minder geschikt (Lenat et al., 1981). Vooral bewegend zand is schadelijk voor de levensgemeenschap, wanneer het neerslaat is de invloed veel minder (Bond & Downes, 2003; Schofield et al., 2008). Ook in de bestudeerde zandfronten in de Leuvenumse beek werden lagere aantallen taxa en KRW-indicatoren gevonden (Verdonschot et al., 2016; [Figuur 7.6](#)). Dit geeft aan dat macrofauna verstikt of verdreven wordt door de zandsuppletie. Echter, daarbuiten, inclusief de zone waar het zandfront al gepasseerd was, weken de aantallen niet af van de controle. In de macrofaunamonsters van de trajecten waar het zandfront gepasseerd was, werden relatief veel stromingsminnende soorten aangetroffen, die blijkbaar profiteerden van de verhoogde stroomsnelheid en het ontstane mozaïek van substraten. Een herhaling van de metingen op de locaties in het zandfront vier maanden later liet een herstel van de levensgemeenschap zien; er treedt 'rijping' op van het systeem. Er is dus duidelijk sprake van kolonisatie vanuit de omliggende niet beïnvloede delen van de beek; de drie belangrijkste strategieën zijn via de lucht (eifazet door volwassen insecten), drift vanuit stroomopwaarts gelegen populaties, of dieren die zich actief naar de nieuw gevormde plekken hebben verplaatst.

### 7.3.3 Waterkwaliteit

In twee studies bleken kleinschalige zandsuppleties geen effect te hebben op de nutriëntengehalten in de waterkolom boven het gesuppleerde zand (Lenat et al., 1981; Matthaei et al., 2006). Ook in de Leuvenumse beek werden geen effecten op nutriëntengehalten en de zuurstofconcentratie aangetoond.

## 7.4 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Het hoofddoel van zandsuppletie is het ophogen van de beekbodem om vernatting van de beekbegeleidende zone te stimuleren, zodat hier een meer natuurlijke gradiënt van nat naar droog ontstaat. In het extreemste geval stimuleert de maatregel meer en snellere overstro-



**FIGUUR 7.6** | Effecten van de zandsuppletie op het aantal positief kenmerkende taxa voor KRW-watertype R5 per traject (Verdonschot et al., 2016). Boxen geven het 25-75% percentiel weer rondom de mediaan (zwarte vierkant) en de lijnen de minimum en maximum waarde op basis van vijf suppletielocaties. De gemiddelden voor trajecten met verschillende letters zijn significant verschillend. De suppleties vonden vier maanden voor de meting plaats.

mingen: wanneer er laagtes langs de beek aanwezig zijn en de beek dusdanig wordt opgehoogd dat deze regelmatig buiten haar oevers kan treden, worden overstromingsvlaktes of moerassen gecreëerd. De verbinding tussen beek en beekdal geeft de biodiversiteit een positieve impuls (bijvoorbeeld vissen zoals de kwabaal gebruiken de overstromingsvlakte als opgroei habitat voor jonge vis, moerasvegetaties kunnen tot ontwikkeling komen), zorgen voor een betere waterretentie en afvlakking van afvoerpieken en kunnen een belangrijke rol spelen bij het verwijderen van nutriënten uit het water. Belangrijk is dat wanneer het punt bereikt is dat de suppletie daadwerkelijk gaat leiden tot regelmatige inundatie van het beekdal, voorkomen wordt dat de beek zich opnieuw gaat insnijden. Immers is de afvoer in de meeste Nederlandse beken dusdanig verstoord dat afvoerpieken de effecten van een suppletie na verloop van tijd ongedaan zullen maken. Wanneer inundaties of een natte oeverzone ongewenst zijn, kan een ander doel zijn te voorkomen dat beken zich verder insnijden. Dit komt bijvoorbeeld voor wanneer de natuurlijke sedimentaanvoer is verstoord door de aanwezigheid van bovenstroomse stuwen. In tegenstelling tot het realiseren van inundatiezones vraagt dit om regelmatige suppleties, omdat telkens het aangebrachte zand naar benedenstrooms verdwijnt.

Het wegspoelen van het zand maakt sowieso dat zandsuppletie altijd in combinatie met andere maatregelen moet worden gebruikt. Het is namelijk noodzakelijk dat er vaste sedimentatiepunten in de vervallijn aanwezig zijn, waarachter het zand zich kan ophopen en kan stabiliseren, ook wanneer naar een overstromingsvlakte toe wordt gewerkt om de periode voordat inundaties plaatsvinden te overbruggen. Houtpakketten kunnen bijvoorbeeld worden ingezet als bodemdrempel. Uit het onderzoek in de Leuvenumse beek blijkt daarnaast dat het zand zich niet snel naar benedenstrooms verplaatst; enkele tientallen tot meer dan honderd meter per jaar. Dit is vanuit een ecologisch oogpunt gunstig, omdat de negatieve effecten op de levensgemeenschap beperkt blijven en er voldoende onaangetaste beeklengte aanwezig blijft van waaruit herkolonisatie kan plaatsvinden. De relatief geringe verplaatsing betekent wel dat de suppletielocaties zo gekozen moeten worden dat ze op plekken liggen waar effecten verwacht worden, in plaats van verder bovenstrooms te suppleren en de stroming het werk te laten doen. Tenslotte is het belangrijk toekomstige zandsuppletieprojecten goed hydromorfologisch, fysisch-chemisch en biologisch te monitoren, omdat er nog maar weinig kennis beschikbaar is. Ook ontbreekt er nog veel kennis over de rol van overstromingsvlaktes en andere moerassystemen in beekdalen.

## 7.5 LITERATUUR

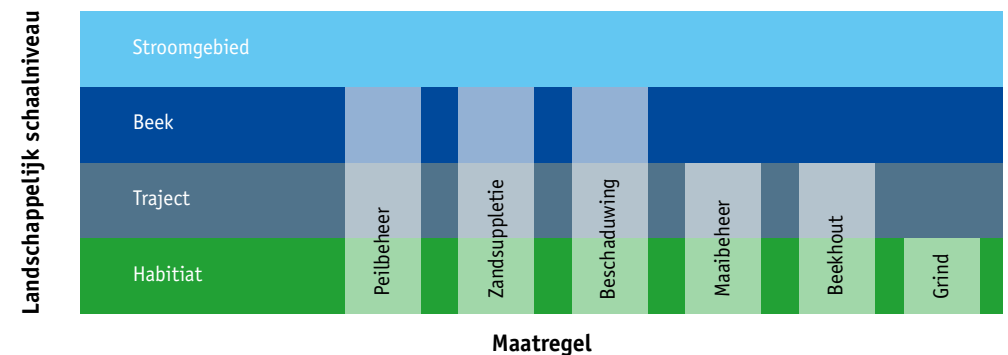
- Al Shaw, E., Richardson, J.S. 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 2213-2221.
- Bond, N.R., Downes, B.J. 2003. The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. *Freshwater Biology* 48: 455-465.
- Culp, J.M., Wrona F.J., Davies, R.W. 1986. Response of stream benthos and drift to fine sediment deposition versus transport. *Can. J. Zool.* 64: 1345- 1351.
- De Castro Vasconcelos, M., Melo, A.S. 2008. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiologia* 610: 321-329.
- Gordon, N.D., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., Gippel, C.J. & R.J. Nathan, 2004. *Stream hydrology: an introduction for ecologists*. Second edition. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- Gregory, S.V., Swanson, F.J., McKee W.A., Cummins, K.W. 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *BioScience* 41: 540-551.
- Lenat, D.R., Penrose, D.L., Eagleson, K.W. 1981. Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia* 79: 187-194.
- Malanson G.P. 1993. *Riparian Landscapes*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Matthaei, C.D., Weller, F., Kelly, D.W., Townsend, C.R. 2006. Impacts of fine sediment addition to tussock, pasture, dairy and deer farming streams in New Zealand. *Freshwater Biology* 51: 2154-2172.
- Naiman, R.J., Decamps, H. 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-658.

- Naiman, R.J., Decamps, H., Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209-212.
- Verdonschot, R.C.M., Dekkers, D.D., Besse-Lototskaya, A.A., Verdonschot, P.F.M. in prep. Zandsuppletie in de Leuvenumse beek: monitoring van de fysische en biologische effecten. Alterra, Wageningen.
- Verdonschot, P.F.M., van der Hoek, Tj.H. & M.W. van den Hoorn, 2004. De effecten van bodemverhoging op het beekecosysteem van de Springendalse beek. Alterra rapport 1075, Alterra, Wageningen.
- Verdonschot, P.F.M. (red.) 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. STOWA, Amersfoort.
- Wood, P.J., Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203-217.
- Reice, S.R., Wissmar, R.C., Naiman, R.J., 1990. Disturbance regimes, resilience, and recovery of animal communities and habitats in lotic systems. *Environmental Management* 14: 647-659.
- Rosenberg, D.M., Wiens, A.P. 1978. Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a Northern Canadian River. *Water Research* 12:753-763.
- Bartley, R., Rutherford, I.D. 1999. The recovery of geomorphic complexity In disturbed streams: Using migrating sand slugs as a model. *Proceedings of the 2nd Australian Stream Management Conference*, 8-11 February, 1999, Adelaide, Australia. P. 39-44.
- Schofield, K.A., Pringle, C.M., Meyer, J.L., 2008. Effects of increased bedload on algal- and detrital-based stream food webs: Experimental manipulation of sediment and macroconsumers. *Limnology and Oceanography* 49: 900-909.

## 8 LEIDRAAD VOOR DE PRIORITERING VAN MAATREGELEN

### 8.1 LEIDRAAD VOOR DE PRIORITERING VAN MAATREGELEN

Welke maatregel het beste kan worden ingezet in een beek hangt sterk af van de gestelde doelen en de lokale omstandigheden. Op basis van de literatuurstudie is een overzicht opgesteld van de effecten die de individuele maatregelen hebben op de verschillende KRW-kwaliteitselementen (Tabel 8.1). Hieruit blijkt duidelijk dat de meeste maatregelen verschillende doelen dienen, vaak zowel biologisch, hydrologisch en morfologisch. Daarnaast is er een verschil tussen de maatregelen wat betreft de doorwerking op hogere landschappelijke schaalniveaus (Figuur 8.1). Maatregelen die effect hebben op een groter landschappelijk schaalniveau hebben invloed/kunnen maatregelen vervangen, maar ook teniet doen, op een kleiner landschappelijk schaalniveau (traject, habitat).



FIGUUR 8.1 | De maatregelen hebben effect op verschillende schaalniveaus.



**TABEL 8.1** | *Inschatting van de positieve impact van de in dit document beschreven kleinschalige maatregelen op de KRW kwaliteitselementen. Waarden: 0 = geen invloed, + = invloed, ++ = grote invloed.*

Maatregel	Biologische kwaliteitselementen			Fysisch-chemische kwaliteitselementen			Hydromorfologie				
	Waterplanten	Macrofauna	Vis	Temperatuur	Zuurstof	Nutriënten	Stroomsnelheid	Afvoer	Vorm dwarsprofiel	Vorm rivierloop (lengte)	Samenstelling substraat
Maaibeheer aanpassen (incl. Beschaduwden waterloop (inclusief effecten aanwezigheid bomen, zoals wortels en dood hout)	++	++	++	0	+	++	++	++	++	+	++
Dood hout inbrengen	++	++	++	++	+	+	+	0	+	+	++
Peilbeheer wijzigen	+	++	++	0	+	+	+	++	+	0	++
Grind inbrengen	++	+	+	0	+	++	++	++	0	0	+
Zandsuppletie	+	+	++	0	0	0	0	0	0	0	+
	++	++	+	0	0	0	++	++	++	++	++

BIJLAGE 1 | Enkele levenskenmerken van hydrofyten en helofyten (data CBS 2003).

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Levensvorm	Stroming Min	Stroming Max	Stroming Extr	Voedsel Min	Voedsel Max	Licht Min	Licht Max
<i>Alisma gramineum</i>	Smalle waterweegbree	B	1	2	0	2	3	LS	L
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Grote waterweegbree	B	1	3	0	2	3	HS	L
<i>Blysmus compressus</i>	Platte bies	B	9	9	9	1	1	L	VL
<i>Butomus umbellatus</i>	Zwanenbloem	A	1	2	0	2	3	LS	VL
<i>Callitriche brutia</i>	Gesteeld sterrenkroos	A							
<i>Cardamine pratensis</i>	Pinksterbloem	B	9	9	9	2	3	HS	L
<i>Carex acutiformis</i>	Moeraszegge	B	1	2	0	2	2	HS	L
<i>Carex aquatilis</i>	Noordse zegge	B	1	3	0	2	2	LS	VL
<i>Carex buxbaumii</i>	Knotszegge	B	9	9	9	1	1	LS	L
<i>Carex cespitosa</i>	Polzegge	B	9	9	9	2	2	HS	LS
<i>Carex disticha</i>	Tweerijige zegge	B	9	9	9	2	2	LS	L
<i>Carex elata</i>	Stijve zegge	B	1	2	0	2	2	HS	L
<i>Carex hartmanii</i>	Kleine knotszegge	B	9	9	9	1	1	LS	L
<i>Carex lasiocarpa</i>	Draadzegge	B	1	1	0	1	1	L	VL
<i>Carex panicea</i>	Blauwe zegge	B	9	9	9	1	1	LS	L
<i>Carex pseudocyperus</i>	Hoge cyperzegge	B	1	1	0	2	2	LS	VL
<i>Carex trinervis</i>	Drienervege zegge	B	9	9	9	1	1	L	VL
<i>Carex vesicaria</i>	Blaaszegge	B	1	2	0	1	2	LS	L
<i>Cladium mariscus</i>	Galigaan	B	1	1	0	2	2	HS	VL
<i>Deschampsia setacea</i>	Moerassmele	B	9	9	9	1	1	L	VL
<i>Drosera intermedia</i>	Kleine zonnedaauw	B	9	9	9	1	1	L	VL
<i>Echinodorus ranunculoides</i>	Stijve moerasweegbree	B	1	2	0	1	1	L	VL
<i>Echinodorus repens</i>	Kruipende moerasweegbree	B	1	1	0	1	1	LS	L
<i>Elatine hexandra</i>	Gesteeld glaskroos	A	1	1	0	3	3	LS	L
<i>Elatine hydropiper</i>	Klein glaskroos	A	9	9	9	3	3	LS	VL
<i>Elatine triandra</i>	Drietallig glaskroos	A	9	9	9	3	3	LS	VL
<i>Eleocharis acicularis</i>	Naaldwaterbies	B	1	3	0	1	2	LS	L
<i>Eleocharis quinqueflora</i>	Armbloemige waterbies	B	9	9	9	1	1	L	L
<i>Epilobium hirsutum</i>	Harig wilgenroosje	B	9	9	9	3	3	LS	VL
<i>Epilobium obscurum</i>	Donkergroene basterdwederik	B	9	9	9	1	2	HS	L
<i>Equisetum palustre</i>	Lidrus	B	1	1	2	2	3	LS	L
<i>Galium uliginosum</i>	Ruw walstro	B	9	9	9	1	2	LS	VL
<i>Gratiola officinalis</i>	Genadekruid	B	9	9	9	2	2	LS	L
<i>Hierochloa odorata</i>	Veenreukgras	B	9	9	9	2	2	HS	L
<i>Hippuris vulgaris</i>	Lidsteng	B	1	3	0	2	2	LS	L
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Gewone waternavel	B	1	1	2	1	2	LS	VL
<i>Illecebrum verticillatum</i>	Grondster	B	9	9	9	1	1	L	VL

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Levensvorm	Stroming Min	Stroming Max	Stroming Extr	Voedsel Min	Voedsel Max	Licht Min	Licht Max
<i>Iris pseudacorus</i>	Gele lis	B	1	2	0	2	3	HS	L
<i>Juncus acutiflorus</i>	Veldrus	B	9	9	9	1	2	HS	VL
<i>Juncus articulatus</i>	Zomprus	B	9	9	9	2	3	LS	L
<i>Juncus balticus</i>	Noordse rus	B	9	9	9	1	1	L	VL
<i>Juncus bulbosus</i>	Knolrus s.l.	A	1	3	0	1	1	LS	L
<i>Juncus subnodulosus</i>	Paddenrus	B	9	9	9	1	2	LS	L
<i>Leersia oryzoides</i>	Rijstgras	B	9	9	9	3	3	L	VL
<i>Leucojum aestivum</i>	Zomerklokje	B	9	9	9	2	2	HS	VL
<i>Littorella uniflora</i>	Oeverkruid	A	1	1	0	1	1	LS	L
<i>Lotus pedunculatus</i>	Moerasrolklaver	B	9	9	9	2	2	LS	VL
<i>Lycopus europaeus</i>	Wolfspoot	B	9	9	9	2	2	HS	L
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Grote wederik	B	9	9	9	1	2	HS	VL
<i>Lythrum salicaria</i>	Grote kattenstaart	B	9	9	9	2	3	LS	L
<i>Mentha aquatica</i>	Watermunt	B	1	4	0	1	2	LS	VL
<i>Mentha arvensis</i>	Akkermunt	B	9	9	9	2	2	HS	L
<i>Mentha x verticillata</i>	Kransmunt	B	9	9	9	2	3	LS	L
<i>Mimulus guttatus</i>	Gele maskerbloem	B	9	9	9	3	3	S	VL
<i>Montia fontana</i>	Bronkruid	A	3	4	0	2	2	LS	L
<i>Montia fontana subsp. fontana</i>	Groot bronkruid	B	3	4	0	2	2	LS	L
<i>Myosotis laxa (subsp. cespitosa)</i>	Zompvergeet-mij-nietje	B	9	9	9	2	2	LS	L
<i>Myosotis scorpioides</i>	Moerasvergeet-mij-nietje	B	1	4	0	3	3	HS	L
<i>Narthecium ossifragum</i>	Beenbreek	B	9	9	9	1	1	L	VL
<i>Oenanthe fistulosa</i>	Pijptorkruid	B	1	2	0	3	3	L	VL
<i>Persicaria amphibia</i>	Veenwortel	B	1	2	3	2	3	HS	VL
<i>Peucedanum palustre</i>	Melkeppe	B	9	9	9	1	2	HS	VL
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rietgras	B	1	4	0	3	3	HS	L
<i>Phragmites australis</i>	Riet	B	1	2	0	2	3	HS	VL
<i>Pilularia globulifera</i>	Pilvaren	B	1	1	0	1	1	LS	L
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Vetblad	B	9	9	9	1	1	LS	VL
<i>Poa palustris</i>	Moerasbeemdgras	B	9	9	9	2	2	LS	LS
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Duizendknoopfonteinkruid	B	1	3	0	1	2	LS	L
<i>Rhynchospora fusca</i>	Bruine snavelbies	B	9	9	9	1	1	LS	VL
<i>Rumex aquaticus</i>	Paardenzuring	B	9	9	9			LS	L
<i>Rumex conglomeratus</i>	Kluwenzuring	B	9	9	9	3	3	HS	L
<i>Rumex crispus</i>	Krulzuring	B	9	9	9	3	3	LS	VL
<i>Rumex patientia</i>	Spinaziezuring	B	9	9	9	3	3	HS	L
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	Pijlkruid	A	1	2	3	2	3	LS	L
<i>Samolus valerandi</i>	Waterpunge	B	9	9	9	1	1	HS	L
<i>Schoenus nigricans</i>	Knopbies	B	9	9	9	1	1	L	VL

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Levensvorm	Stroming Min	Stroming Max	Stroming Extr	Voedsel Min	Voedsel Max	Licht Min	Licht Max
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Bosbies	B	9	9	9	2	2	HS	L
<i>Scutellaria galericulata</i>	Blauw glidkruid	B	9	9	9	2	2	HS	VL
<i>Scutellaria minor</i>	Klein glidkruid	B	9	9	9	1	1	HS	VL
<i>Senecio paludosus</i>	Moeraskruiskruid	B	9	9	9	3	3	LS	L
<i>Sparganium angustifolium</i>	Drijvende egelskop	B	1	1	0	1	1	LS	L
<i>Sparganium emersum</i>	Kleine egelskop	B	1	3	4	2	2	LS	L
<i>Sparganium natans</i>	Kleinste egelskop	B	1	1	0	1	2	LS	LS
<i>Stellaria uliginosa</i>	Moerasmuur	B	9	9	9	3	3	HS	L
<i>Thalictrum flavum</i>	Poelruit	B	9	9	9	2	2	LS	VL
<i>Triglochin maritima</i>	Schorrenzoutgras	B	9	9	9	x		L	VL
<i>Triglochin palustris</i>	Moeraszoutgras	B	9	9	9	2	3	LS	L
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	Blauwe waterereprijs	B	1	3	0	2	2	HS	VL
<i>Veronica beccabunga</i>	Beekpunge	B	1	4	0	2	3	LS	VL
<i>Veronica scutellata</i>	Schildereprijs	B	1	2	0	1	2	LS	L

Legenda:

Levensvorm: A= Hydrofyt, B= Helofyt

Stroming: 1= Stilstaand water, 2= Langzaam stromend water, 3= (Matig) stromend water, 4= Snel stromend water,

5= Zeer snel stromend water, 9= Niet van toepassing, 0= Onbekend;

Licht: VS= Volle schaduw, S= Schaduw, HS= Halfschaduw, LS= Lichte schaduw, L= Licht, VL= Volle zon;

Voedsel: x= Indifferent, 1= Voedselarm, 2= Matig voedselrijk, 3 = Zeer voedselrijk

**stowa**

STICHTING  
TOEGEPAST ONDERZOEK WATERBEHEER

[stowa@stowa.nl](mailto:stowa@stowa.nl) [www.stowa.nl](http://www.stowa.nl)  
TEL 033 460 32 00  
Stationsplein 89  
POSTBUS 2180 3800 CD AMERSFOORT

