

Herstel van laaglandbeken door het herintroduceren van macrofauna

Ralf C.M. Verdonschot

Hein H. van Kleef

Piet F.M. Verdonschot



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit



© 2014 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nr. 2015/OBN199-BE
Driebergen, 2015

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BII12 en het Ministerie van Economische Zaken.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Foto voorkant: Mannetje van *Lepidostoma basale*. Inzet linksboven Heelsumse beek bij Heelsum, rechtsonder de Rode beek bij Rothenbach. R.C.M. Verdonschot

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij de VBNE onder vermelding van code 2015/OBN199-BE en het aantal exemplaren.

Oplage 125 exemplaren

Samenstelling R.C.M. Verdonschot, Alterra
H.H. van Kleef, Stichting Bargerveen
P.F.M. Verdonschot, Alterra

Druk KNNV Uitgeverij/KNNV Publishing

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres : Princenhof Park 9, 3972 NG Driebergen
Telefoon : 0343-745250
E-mail : info@vbne.nl

Voorwoord

Het doel van het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) is het ontwikkelen, verspreiden en benutten van kennis voor terreinbeheerders over natuurherstel, Natura 2000, leefgebiedenbenadering en ontwikkeling van nieuwe natuur.

Nederland heeft circa 17.000 kilometer beken, waarvan een groot deel niet voldoet aan de ecologische kwaliteitsdoelen en normen gesteld vanuit de KaderRichtlijn Water (KRW). De kwaliteit laat sterk te wensen over: van de Europese landen neemt Nederland de tweede laatste positie in wat betreft de kwaliteit van de beken en rivieren. Op een groot aantal locaties zijn inmiddels beekherstelmaatregelen genomen, waaronder hermeandering van de beekloop. Bij veel hermeanderingsprojecten wordt onmiddellijk gedacht aan het bijsturen van morfologische degradatie en onnatuurlijk peilbeheer. Met de implementatie van de KRW zijn dergelijke maatregel(pakketten) in een stroomversnelling gekomen.

Het resultaat van beekherstel blijft biologisch gezien op veel plekken achter ten opzichte van de positieve ontwikkelingen met betrekking tot de waterkwaliteit. Een belangrijke reden hiervoor is dat veel voor laaglandbeken kenmerkende soorten maar een beperkt verspreidingsvermogen hebben. Door habitatvernietiging en vervuiling zijn deze typische soorten teruggedrongen in kleine, geïsoleerde populaties. De kans op terugkeer is hierdoor minimaal. In dit soort gevallen kan herintroductie een uitkomst zijn.

Het doel van dit onderzoek is het ontwikkelen en toetsen van het overbrengen van een associatie van beekongewervelden van een "bron"-beeksysteem naar een inmiddels abiotisch geschikt en hersteld of nieuw "doel"-beeksysteem. Hierbij is het overbrengen niet gericht op het herstellen van een historische situatie of gewenste referentie maar op het verbeteren van het functioneren van het beeksysteem met een verhoging van de passende biodiversiteit.

In het rapport wordt geschetst hoe een herintroductie als herstelmaatregel moet worden voorbereid en uitgevoerd. De stroomschema's in paragraaf 3.1 en hoofdstuk 6 bieden hiervoor een leidraad. Naast een onderbouwing op basis van literatuurgegevens, veldonderzoek en laboratoriumexperimenten is bij wijze van voorbeeld een herintroductie daadwerkelijk uitgevoerd. De bevindingen hiervan zijn ook in dit rapport beschreven.

Ik wens u veel leesplezier

Drs. T.J. Wams

Directeur natuurbeheer Natuurmonumenten en voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoudsopgave

Samenvatting	6
Summary	8
Dankwoord	11
1 Introductie	13
1.1 Aanleiding	13
1.2 Terminologie	13
1.3 Waarom herintroduceren?	14
1.4 Herintroducties van beek-ongewervelden in de praktijk	15
1.5 Herintroductie als beekherstelmaatregel	16
1.6 Leeswijzer	16
2 Doelformulering (fase 1)	21
2.1 Introductie	21
2.2 Doelformulering	21
2.3 Afbakening associatie van beekongewervelden	22
2.4 Casus: beschrijving van het doelsysteem	22
3 Stappenplan voor onderbouwing en toetsing haalbaarheid (fase 2)	27
3.1 Introductie	27
3.2 Selectie van soorten die in aanmerking komen voor herintroductie in een beektraject (stap 1)	27
3.3 Selecteren van functioneel belangrijke soorten (stap 2)	33
3.4 Autoecologie geselecteerde soorten (stap 3)	39
3.5 Toetsen doelsysteem (stap 4)	41
3.6 Vaststellen van de huidige verspreiding soort en selectie bronpopulatie (stap 5)	42
3.7 Inschatting kans op meeliften ongewenste soorten (stap 6)	44
4 Voorbereiding van de uitvoering: praktische aspecten en methodische onderbouwing (fase 3)	49
4.1 Introductie	49
4.2 Keuze levensstadium	49
4.3 Het verzamelen van individuen en het verlies tijdens bemonstering, transport en opslag	51
4.4 Overleving op de lange termijn: een experimentele test van de invloed van biotische interacties en milieuomstandigheden	58

4.5	Optimalisatie van de uitzet-techniek	65
5	De veldexperimentele introductie van <i>Lepidostoma basale</i> in het doelsysteem de Heelsumse beek	68
5.1	Keuze van de uitzetlocatie binnen de beek	68
5.2	Het uitzetten in het doelsysteem en de directe respons na uitzetting	69
5.3	Resultaten op de korte termijn	72
5.4	Aanbevelingen (toekomstige) monitoring	74
6	Protocol uitzetten macrofauna	77
7	Discussie en aanbevelingen	79
8	Literatuur	82
	Bijlagen	87

Samenvatting

Aanleiding en doel

Beekherstel heeft op een aantal plekken in Nederland geleid tot een verbetering van de milieuomstandigheden. Desondanks blijft het resultaat biologisch gezien vaak achter, veel kenmerkende soorten voor laaglandbeken van een goede ecologische kwaliteit zijn nog niet teruggekeerd. Een belangrijke reden hiervoor is dat veel van deze soorten een beperkt verspreidingsvermogen hebben en ook nog eens door habitatvernietiging en vervuiling teruggedrongen zijn in kleine, geïsoleerde populaties. Des te verder een herstelde beek van bronpopulaties af ligt, des te kleiner is de kans op kolonisatie. Het ontbreken van soorten die oorspronkelijk in een ecosysteem thuishoren is problematisch en remt of blokkeert verder ecologisch herstel. De reden hiervoor is de belangrijke rol die ongewervelden spelen in het functioneren van beekecosystemen, bijvoorbeeld via de afbraak van organisch materiaal. In dit soort situaties kan herintroductie als herstelmaatregel worden overwogen. Het doel van herintroductie als beekherstelmaatregel is dus niet zozeer gericht op het herstellen van een levensgemeenschap van een historische situatie of gewenste referentie maar op het verbeteren van het functioneren van het beeksysteem met een verhoging van de diversiteit aan functionele groepen.

Aanpak

Uit literatuuronderzoek bleek dat er weinig gecoördineerde en gedocumenteerde herintroducties van ongewervelden in beken en rivieren zijn uitgevoerd. Het succes van deze acties was ook nog eens wisselend. Dit was reden om in deze studie een generiek raamwerk op te stellen voor herintroducties als beekherstelmaatregel. Dit raamwerk is onderbouwd met literatuur, laboratorium- en veldonderzoek en wordt geïllustreerd aan de hand van een casus: de mogelijkheden voor herintroductie van haften, steenvliegen en kokerjuffers in de Heelsumse beek op de zuidelijke Veluwe. Het raamwerk heeft twee hoofdonderdelen. Ten eerste een stappenplan waarin de selectie van soorten plaatsvindt en de haalbaarheid getoetst wordt. Ten tweede een protocol voor de uitvoering, waarin de methodiek en praktische aspecten aan bod komen.

Stappenplan voor soortselectie

Het stappenplan start met de selectie van soorten die in aanmerking komen voor herintroductie in een hersteld beektraject. Hiervoor moet worden vastgesteld welke soorten nog voorkomen in het doelsysteem en welke ontbreken. De soortenpoule kenmerkend voor het beektype waartoe de doel-beek behoort, is hierbij het uitgangspunt. Deze wordt vergeleken met de soorten waargenomen in de regio waarin de doel-beek ligt, dus op een hoger schaalniveau dan de beek alleen, waarbij een overbruggingsafstand van vijf kilometer tussen beken als uiterste grenswaarde gebruikt werd. Vervolgens wordt naar de functionele rol gekeken van de ontbrekende soorten op basis van de functionele voedingsgroepen. Wat betreft ecosysteem functioneren zijn de beste kandidaten soorten die een rol vervullen die ontbreekt in de beek en voorkomen in hoge dichtheden en/of een hoge biomassa hebben. De volgende stap is een risicoanalyse van zowel het doel- als het bronsysteem. Van de gekozen soorten worden de (a)biotische habitateisen samengevat in een habitat- en systeemgeschiktheidsmodel, waarna de geschiktheid van het doelsysteem getoetst kan worden. Ook de huidige vindplaatsen van de soorten moeten worden onderzocht om er duurzaam exemplaren te kunnen verzamelen en om het risico op het meeliften van uitheemse soorten in te kunnen schatten. Uit de Heelsumse beek-casus bleek dat na het doorlopen van het stappenplan voor de drie insectenordes slechts één soort een geschikte kandidaat was voor herintroductie, namelijk de kokerjuffer *Lepidostoma basale*.

Vorbereiding

Voordat er gestart kan worden met herintroduceren moeten eerst voldoende exemplaren van de geselecteerde soorten beschikbaar zijn. Als richtlijn op basis van eerdere herintroductions is tenminste 500 exemplaren het minimumaantal voor de startpopulatie. Larven of volwassen dieren zijn de meeste geschikte levensstadia. Veldonderzoek liet zien dat ongerichte netbemonsteringen onvoldoende exemplaren per soort opleverden, niet doordat er veel sterfte optrad tijdens de bemonstering zelf, het transport of de opslag, maar simpelweg door een veel te lage trefkans. Twee opties waren wel kansrijk: gericht handmatig verzamelen en kweken. Binnen de casus werd de eerste techniek met succes toegepast. Wanneer een soort in een nieuwe omgeving wordt geplaatst, treden er interacties op met de daar aanwezige gemeenschap. De dieren moeten zich positioneren ten opzichte van voedselbronnen, schuilplaatsen enzovoorts terwijl er allerlei andere soorten al aanwezig zijn. Om een idee te krijgen van de consequenties deze situatie, is een lange-termijn-experiment uitgevoerd in kunstbeken, waarbij de soorten van de casus als uitgangspunt zijn genomen. Larven van *L. basale* werden uitgezet in een levensgemeenschap van zes andere soorten kokerjuffers onder verschillende milieuomstandigheden (habitat heterogeniteit en stroomsnelheid werden gevarieerd). Vervolgens werd gekeken hoeveel dieren er uitvlogen en of er verschillen waren in hun conditie. Uiteindelijk bereikte 57% het volwassen stadium. Daarnaast bleek dat een hoge habitat heterogeniteit tot meer overleving leidde, wat een indicatie was dat beektrajecten met substraatmozaïeken de meest optimale uitzetlocaties waren.

Een ander belangrijk aspect van herintroductions is het uitzetten zelf. De wijze waarop dit gebeurt, kan invloed hebben op het aantal dieren dat overleeft. Wanneer dieren met de stroming meegenomen worden, kan dit er namelijk toe leiden dat ze in ongeschikt habitat terecht komen. Dit principe is getest voor *L. basale* in kunstbeken door verschillende uitzettechnieken toe te passen (direct in waterkolom of op bodem en indirect via een eerder gekoloniseerd kunstmatig substraat) bij oplopende stroomsnelheid en substraatruwheid. Op stromingsluwe plekken maakt het niet veel uit welke techniek wordt toegepast, terwijl bij hogere stroomsnelheden vooral het type substraat invloed heeft op de toe te passen techniek. Het kunstmatig substraat bleek de meest efficiënte keuze.

Uitvoering

Het succes van een herintroductie is af te leiden aan de hand van drie fasen. Na het uitzetten van de dieren start de eerste fase: overlevingsfase. Hierin moeten de dieren het volwassen stadium bereiken en zich succesvol voortplanten. Lukt dit, dan gaat de volgende fase in; de opbouwfase, waarin de populatie binnen de beek gaat groeien. Dat is het moment waarop de herintroductie geslaagd is. Echt een groot succes is het wanneer de dieren zich over nabijgelegen beken gaan verspreiden; de expansiefase. Dit waarborgt het langdurig voortbestaan van de populatie.

In de Heelsumse beek zijn op 12 maart 2014 zijn 2400 larven van *L. basale* uitgezet op één punt in de beek. De meest optimale plek werd bepaald op basis van de eisen uit het habitat- en systeemgeschiktheidsmodel en de aanwezigheid van een heterogeen mozaïek van substraattypen. De dieren werden uitgezet op de kunstmatige substraten. Direct na het uitzetten bleken de larven zich lopend in stroomafwaartse richting over de beekbodem te verplaatsen (na 1 dag tot 25 meter stroomafwaarts). Er trad geen drift in de waterkolom op. Een maand later werd de soort nog als larve in het traject waargenomen en in de zomer werden lege popkokers gevonden, waaruit bleek dat dieren het volwassen stadium hadden bereikt. De komende jaren zal monitoring in het vroege voorjaar voor de larven en het late voorjaar-zomer voor de volwassen dieren moeten uitwijzen of de soort zich succesvol heeft gevestigd en de volgende fase bereikt is. Ook moeten de naastgelegen beken in de monitoring meegenomen worden, zodat een eventuele uitbreiding langs de zuidelijke Veluwerand kan worden vastgesteld. Verder zou ook onderzocht kunnen worden of de soort een significant effect op het ecosysteem functioneren heeft — de soort is een ecosysteem engineer — bijvoorbeeld door bladafbraak en nutriëntenstromen te volgen.

Summary

Background and overall aim

Stream restoration in the Netherlands resulted locally in the improvement of environmental conditions. Nevertheless, biologically the results are less promising, as many species characteristic of sandy lowland streams with a high ecological quality have not yet returned. Important reasons for the lack of response are related to the low dispersal capacity of many stream organisms and the fact that many species nowadays —as a result of habitat destruction and fragmentation — have a very restricted distribution and often occur in very small populations. With an increasing distance between a restored stream and streams containing source populations, its colonization potential decreases strongly.

The consequences of the absence of species characteristic for stream ecosystems can be profound and could inhibit or even block further ecological restoration. The reason for this is the important role invertebrates play in the functioning of stream ecosystems, for example, by facilitating the maintenance of ecosystem processes such as the decomposition of organic material. In a situation like this reintroduction of macroinvertebrate species can be considered as a restoration measure, not with the purpose to recreate a historical reference or desired situation, but to improve the functioning of the stream ecosystem by increasing the diversity of functional groups.

Approach

A literature search showed that the number of coordinated and documented reintroductions of invertebrates in European streams and rivers was low and that many attempts were unsuccessful. Therefore, in this study a generic framework for reintroductions as a stream restoration measure was developed based on descriptions in the scientific literature and supported by laboratory and field studies. The application of the framework is illustrated by a case study in which the potential for reintroduction of mayflies, stoneflies and caddisflies in the stream Heelsumse beek on the southern Veluwe was investigated. The framework consists of two main components: 1.) a roadmap describing the procedure to select suitable species and to assess the feasibility of reintroduction for the selected species, 2.) a protocol for the actual reintroduction in which the methodology and practical aspects are described.

Species selection

The first step was to select those species which are eligible for reintroduction into the restored stream by determining which species of the species pool characteristic of the stream type to which the target stream belongs are present in the target system. Not only the target stream itself is taken into account, but also the species present in the larger drainage area surrounding the restored stream to determine the composition of the regional species pool. An interspersed distance of five kilometres between streams was used as the maximum distance which could be bridged by dispersing individuals. Second, based on the functional feeding groups and trophic level of the species, it is determined which functional roles are currently missing in the restored stream. The species which perform a functional role which is absent in the stream and which generally occur in high densities or have a high biomass are regarded as the best candidates for reintroduction. The third step is a risk assessment for both the target and the source stream. For the chosen species (a) biotic habitat requirements are summarized in a habitat suitability model, which can be used to determine the suitability of the target system for the chosen species. Furthermore, the waters acting as a source for reintroduction for the selected species should be examined to prevent depletion of these populations as well as assess the risk of accidentally introducing non-native species into the target system. In the Heelsumse beek case study on the three insect orders only

one species appeared to be a suitable candidate for reintroduction, namely the caddisfly *Lepidostoma basale*.

Preparations to be able to carry out a reintroduction

A reintroduction is only possible if sufficient individuals of the selected species are available. Based on previous reintroductions, at least 500 individuals can be regarded as the minimum to start a new population. For the studied groups, larvae or adults appeared to be the most suitable life stages to collect in the field. Sampling whole communities using a Surber-sampler yielded insufficient individuals per species, not because the losses occurring during the sampling, transportation or storage were too high, but simply as a result of a too low chance of collecting individuals of the target species with undirected sampling. Two other options appeared to be quite promising: hand collecting the target species in the field and rearing the species in the laboratory. In the case study the former was successfully applied. When a species is placed in a new environment, interactions occur with the community already present in the stream. The introduced animals must position themselves in relation to, for example, food sources and refuges which are potentially occupied by other species. To gain more insight into the consequences of such a situation for the introduced species, a long-term experiment was carried out in stream mesocosms using the caddisfly community of the case study. Larvae of *L. basale* were placed in a community consisting of six species of caddisflies under different environmental conditions (habitat heterogeneity and flow rate were varied). It was examined how many individuals successfully emerged and if there were differences in fitness of the adults between treatments. In total, 57% of the *L. basale* larvae introduced into the mesocosms reached the adult stage. It turned out that there was a positive effect on survival of increasing habitat heterogeneity, indicating that stream sections with substrate mosaics were the most suited introduction locations for this species. Another important aspect of reintroduction is the way the animals are introduced into the stream, because this could affect the number of animals which initially survives. For example, if larvae are carried downstream with the flow, this could mean that they end up in unsuitable habitat, resulting in mortality. This principle has been tested for *L. basale* in stream mesocosms by applying three different release techniques under different levels of flow and substrate roughness: release into the water column, placed on the bottom substrate by hand and release using precolonized artificial substrates. Under low flow conditions there were no differences between the release techniques, whereas at higher current velocities especially the substrate roughness influenced which technique yielded the best results. Overall, the precolonized artificial substrate proved to be the most efficient choice.

The actual reintroduction

Reintroduction success can be divided into three phases. A reintroduction starts with the survival phase; after the animals have been released, they have to reach the adult stage and reproduce successfully. If successful, the second phase is reached, consisting of the build-up of the population. If population growth occurs, the reintroduction could be considered successful, at least on the short term. Long-term success occurs when the animals spread to nearby streams; the expansion phase. This ensures the long-term survival of the population. In the stream Heelsumse beek 2400 larvae of *L. basale* were released on 12 March 2014, all in the same stream section. The most optimal release site was determined on the basis of the requirements described in the habitat suitability model and the presence of a heterogeneous mosaic of substrate types. The animals were released on artificial substrates. Immediately after release the larvae spread in downstream direction over the stream bottom (after 1 day up to 25 meters downstream). No drift in the water column was recorded. One month later the species was still observed as a larva and in the summer empty pupal cages were found, indicating that the animals had reached the adult stage. The coming years, monitoring in early spring to detect the larvae and in late spring-summer to detect the adults has to take place to determine whether the species has been established successfully. Also the adjacent streams should be included in the monitoring scheme, to be able to record any expansion along the edge of the southern Veluwe. Furthermore, it could also be examined whether the reintroduction of the species, which is regarded as an ecosystem

engineer, has a significant impact on the functioning of the stream ecosystem, for example, by following leaf decomposition and nutrient flows.

Dankwoord

Rob Gerritsen (Waterschap Vallei en Veluwe) en Barend van Maanen (Waterschap Roer en Overmaas) maakten het mogelijk het praktische gedeelte van deze studie uit te voeren. Dorine Dekkers, Lila Reinhard, Jan Kuper en Albert Dees hebben geholpen bij het veldwerk, de experimenten en het determineren van macrofauna. Thijs Belgers van de visstand beheer commissie Roer was zeer behulpzaam bij het bemonsteren van de Rode beek. Hans Hop (Aqualysis Waterlaboratorium) leidde de bemonstering voor het meetnet op de uitzetlocatie in goede banen en controleerde monsters op de aanwezigheid van de uitgezette soort. Het deskundigenteam Beekdallandschap begeleidde het onderzoek.

1 Introductie

1.1 Aanleiding

De macrofauna van beken wordt sterk bedreigd door menselijke invloeden, variërend van eutrofiëring, organische belasting, wateronttrekking, rechttrekken van beken tot het verwijderen van beekbegeleidend bos. Consequentie hiervan is dat veel soorten zijn teruggedrongen tot kleine en daarmee vaak ook kwetsbare populaties. Op verschillende plekken zijn de omstandigheden verbeterd ten opzichte van enkele decennia geleden, waardoor nieuw potentieel leefgebied is ontstaan voor de verdwenen soorten. Toch keren deze soorten meestal niet meer terug (Sundermann et al. 2011). Ook in Nederland zijn de resultaten van veel beekherstelprojecten biologisch gezien teleurstellend. Soms is een project te kleinschalig, zijn niet alle drukfactoren aangepakt of is de hersteltijd te kort geweest. Toch zijn er veel locaties waar deze argumenten niet opgaan. Herstel lijkt hier achterwege te blijven door biologische factoren, zoals dispersie- en kolonisatiecapaciteit van de gewenste soorten.

De veranderingen in het landschap hebben grote dispersiebarrières gecreëerd voor aquatische insecten, waardoor het vaak niet meer mogelijk is voor soorten om zich tussen stroomgebieden te verplaatsen (Malmqvist 2000; Nijboer 2004). Verplaatsingen vinden namelijk voornamelijk plaats in stroomop- en afwaartse richting, terwijl laterale verplaatsingen naar andere beken zelden over grote afstanden plaatsvinden. Er zijn aanwijzingen dat beekmacrofauna meestal niet in staat is zich verder dan 5 kilometer te verplaatsen (Sundermann et al. 2011). De benedenlopen, waar uitwisselingen van individuen tussen stroomgebieden zou kunnen plaatsvinden, zijn nu juist het sterkst aangetast, waardoor uitwisseling vrijwel onmogelijk gemaakt wordt. Daarnaast brengen de overgebleven kleine populaties onvoldoende kolonisten voort om succesvol nieuwe gebieden te koloniseren, omdat die dieren die zich lateraal verplaatsen zeer grote kans hebben te sterven voordat een nieuwe beek gevonden is.

De enige oplossing is of hele beeksystemen herstellen en zo de dispersiebarrières wegnemen, waardoor dispersiemogelijkheden voor soorten vergroot worden en afwachten tot kolonisatie plaatsvindt. Behalve dat dit vaak onmogelijk is door de schaal waarop maatregelen genomen moeten worden en daardoor meestal conflicterend is met het aanliggend landgebruik is het een proces dat speelt op de lange tot zeer lange termijn (tenminste decennia, maar waarschijnlijk eeuwen). Alternatief is soorten die zich slecht verspreiden uit te zetten op die plekken binnen het natuurlijke verspreidingsgebied die na het nemen van herstelmaatregelen qua milieuomstandigheden weer geschikt zijn.

1.2 Terminologie

Het door de mens verplaatsen van soorten van het ene waterlichaam naar het andere wordt aangeduid met de term translocatie. Het verplaatsen van dieren naar plekken waar deze niet voorkomen kan binnen een verschillende context plaatsvinden (Olden et al. 2011; Schwartz et al. 2012; IUCN 2013). Er zijn dan ook drie vormen van translocatie te onderscheiden:

1. Herintroductie, het uitzetten van soorten binnen het historische verspreidingsgebied op plekken waar de soorten niet (meer) voorkwamen. Bijplaatsing, waarbij kleine populaties versterkt worden door dieren van elders te halen, valt hier ook onder.

2. Relocatie of geassisteerde kolonisatie (of migratie), het verplaatsen van soorten populaties of genotypes naar buiten het historisch verspreidingsgebied met als doel een soort te beschermen tegen de invloeden van veranderingen in het milieu, zoals klimaatverandering.
3. Onbewuste of bewuste translocaties: de verplaatsing van soorten binnen of buiten hun oorspronkelijk verspreidingsgebied met bijvoorbeeld ballastwater en schoningsapparatuur of door uitzetten van soorten afkomstig uit de aquariumhandel of voor consumptiedoeleinden.

1.3 Waarom herintroduceren?

Een belangrijk argument om te kiezen voor herintroductie is dat ongewervelden een belangrijke rol spelen in het functioneren van beeeecosystemen. In beken omvat dit met name het omzetten van organisch materiaal en daarmee het sturen van de nutriëntenhuishouding (Wallace en Webster 1996; Covich et al. 2004; Woodward et al. 2009). De theorie is dat biotische interacties buitengewoon belangrijk worden voor het ecosysteem functioneren nadat een systeem abiotisch hersteld is. Met name de terugkeer van sleutelsoorten ('ecosystem engineers') kan het functioneren van het systeem naar een hoger niveau tillen. Er zijn ook steeds meer aanwijzingen dat een hoge biodiversiteit per se zorgt voor een beter functionerend ecosysteem (Hooper et al. 2005; Isbell et al. 2011; Woodward et al. 2012), doordat soorten elkaar aanvullen en zelfs faciliteren. Bij wisselende milieuomstandigheden is de veerkracht bij de aanwezigheid van veel soorten groter, omdat wanneer een soort het slecht doet andere soorten de functionele rol hiervan kunnen overnemen. Omgekeerd maakt het ontbreken van soorten het systeem gevoelig voor nieuwe verstoringen, aangezien het aantal soorten dat een bepaalde rol in het ecosysteem functioneren kan overnemen verminderd is. Herintroductie van functioneel belangrijke soorten wordt dan ook gezien als een legitieme optie bij het herstel van aquatische systemen (IUCN 2013) en de noodzaak hiervan voor succesvol beekherstel wordt meer en meer benadrukt (Sundermann et al. 2011; Haase et al. 2013).

Een ander argument om te kiezen voor herintroductie is het voorkomen van de vernietiging van kleine geïsoleerde populaties door menselijke invloeden, zoals door verdroging, habitatvernietiging, eutrofiering en organische belasting. In dit kader wordt ook wel aan versterking van bestaande kleine geïsoleerde populaties gedaan met organismen van andere populaties binnen het verspreidingsgebied, met als doel het aantal individuen in de populatie te vergroten, een meta-populatie structuur te creëren (nieuwe populaties als 'stepping stones' tussen bestaande populaties), of de genetische diversiteit te verhogen om inteelt te voorkomen. De afgelopen jaren is een nieuwe stap gezet, namelijk het bewust verplaatsen van soorten naar plekken buiten hun oorspronkelijk verspreidingsgebied, de zogenoemde geassisteerde kolonisatie (Olden et al. 2011; Schwartz et al. 2012). De reden hiervoor is soorten te redden van de effecten van klimaatverandering.

Tenslotte zijn er nog een aantal andere redenen om organismen bewust uit te zetten (IUCN 2013), bijvoorbeeld om esthetische redenen, het vrijlaten van herstelde dieren uit opvangcentra, ten behoeve van commerciële doelen of recreatie, plaagbeheersing (zowel door natuurlijke vijanden uit te zetten om plaagdieren te bestrijden als de plaagdieren zelf verplaatsen om overlast te voorkomen; Limburgse bevers worden om die reden verplaatst naar andere delen van het land) enzovoorts. Vanuit een ecosysteemherstel-perspectief kunnen deze redenen beschouwd worden als niet legitiem, omdat ze niks te maken hebben met de reden om over te gaan tot herintroductie of geassisteerde kolonisatie, namelijk het verlies van connectiviteit tussen stroomgebieden door menselijk handelen. Kortom, het verhogen van de ecologische integriteit van een systeem of het verbeteren van de status van een soort door het vergroten van populaties zijn de belangrijkste redenen om over te gaan tot herintroductie van soorten in (herstelde) beeksystemen.

Naast deze positieve aspecten zijn er ook verschillende redenen om terughoudend te zijn met de translocatie van organismen (Popescu en Hunter 2012; Schwartz et al. 2012). Ten eerste blijkt uit gevallen in het verleden dat het vooraf nooit exact te voorspellen is hoe een herintroductie of

geassisteerde kolonisatie uit zal pakken in de praktijk. De belangrijkste oorzaak hiervoor is dat vrijwel van geen enkele soort de autoecologie tot in het kleinste detail bekend is, met name op het gebied van biotische interacties. Er kunnen dus altijd onverwachte factoren een rol spelen. Belangrijk hierbij is dat herintroductie pas ter sprake kan komen op het moment dat alle bedreigingen voor de soort tot een aanvaardbaar niveau zijn gereduceerd op de herintroductielocatie (IUCN 2013). Op het moment dat een factor over het hoofd gezien is, dan kan een soort ondanks dat het lijkt dat aan alle eisen voldaan is, toch niet succesvol zijn. Aansluitend op het eerste punt kunnen soorten ook onverwacht reageren na herintroductie, bijvoorbeeld invasief gedrag gaan vertonen (Olden et al. 2011). Echter, specialistische soorten verplaatsen binnen hun verspreidingsgebied wordt gezien als weinig risicovol (Olden et al. 2011; Popescu en Hunter 2012).

Ten tweede wordt er door over te gaan tot het uitzetten van organismen geïnterfereerd in natuurlijke processen. Er is bijvoorbeeld weinig bekend over de werkelijke dispersiecapaciteit van aquatische insecten (Bilton et al. 2001). Ondanks de lage dispersiecapaciteit van de meeste beekongewervelden laten genetische studies zien dat er ook over grote afstanden uitwisseling kan plaatsvinden (bijv. Engelhardt et al. 2008). Dit zijn echter zeldzame gebeurtenissen en daarmee processen die spelen op de lange tot zeer lange termijn (Haase et al. 2013). Tegen het interfereren in natuurlijke processen kan worden ingebracht dat de grootschalige degradatie van het landschap een dusdanige interferentie is geweest in natuurlijke ecosystemen dat van compleet natuurlijke processen sowieso geen sprake meer is. Organismen kunnen zich waarschijnlijk niet meer verspreiden op een natuurlijke manier door het grote aantal door de mens gecreëerde barrières — die er in het verleden veel minder aanwezig waren — waardoor de waarde van de genetische studies die laten zien dat er ooit uitwisseling heeft plaatsgevonden van minder waarde lijken te zijn. Verder kan een herintroductie nu juist leiden tot het verbeteren van het verloop van natuurlijke processen, waarvan andere soorten weer kunnen profiteren.

Tenslotte kunnen nieuwe ziekten of parasieten geïntroduceerd worden die effect kunnen hebben op andere soorten van de levensgemeenschap. Wat betreft beek-ongewervelden is kennis op dit gebied beperkt, maar ook in beken zijn er voorbeelden van grote populatiereducties van bepaalde soorten door pathogenen (Aldermann 1984; Kohler en Wiley 1997).

1.4 Herintroducties van beek-ongewervelden in de praktijk

Het aantal gecoördineerde en gedocumenteerde herintroducties van ongewervelden in beken en rivieren is klein, zeker in vergelijking met bijvoorbeeld het aantal herintroducties van beekvissen. De enige drie soorten die in Europa wel veel worden uitgezet zijn de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*) de Witkluuw-rivierkreeft (*Austropotamobius pallipes*) en de Zoetwaterparelmossel (*Margaritifera margaritifera*) (Degerman et al. 2009; Reynolds en Souty-Grosset 2011). Ook in Noord Amerika vinden met enige regelmaat herintroducties plaats van zoetwatermosselen (Haag en Williams 2013), maar is men terughoudend met de introductie van rivierkreeften (met uitzondering van Phillips et al. 2003; Reynolds en Souty-Grosset 2011). In Europa zijn verder een aantal incidentele herintroducties geweest van wantsen, libellen, haften en steenvliegen (Tabel 1.1). Het succes van deze uitzettingen varieert. Hoeveel niet-gedocumenteerde uitzettingen er per jaar plaatsvinden is moeilijk in te schatten. In ieder geval is er anekdotische (en niet-verifieerbare) informatie over uitzetpogingen van bijvoorbeeld haften. Desalniettemin worden ongewervelden al eeuwen bewust of onbewust met succes geïntroduceerd in aquatische systemen: circa 41 soorten exoten hebben zich permanent gevestigd in de Nederlandse stromende wateren, waarvan zeker de helft lokaal dominant voorkomt (Verdonschot en Verdonschot 2014).

Na het uitzetten van beekmacrofauna zijn er drie momenten waaraan het succes van de herintroductie afgeleid kan worden:

1. Succesvolle vestiging op herintroductielocatie. Het aantreffen van nakomelingen van de geïntroduceerde soort op de uitzetlocatie geeft aan dat de soort zich gevestigd heeft, tenminste op de korte termijn.
2. Vorming van een zichzelf instant houdende populatie. Des te meer generaties er zijn voortgekomen uit de geherintroduceerde populatie, des te sterker is de aanwijzing dat er een levensvatbare populatie is ontstaan die ook op de langere termijn kan standhouden.
3. Uitbreiding van de soort. Het zich vestigen van nieuwe deelpopulaties, eerst in de beek en later op andere plekken binnen het stroomgebied, geeft aan dat de herintroductie succesvol is.

De voorbeelden uit Tabel 1.1 bereikten ten tijde van documentatie maximaal de tweede situatie (een zichzelf instandhoudende populatie), terwijl veel exoten inmiddels de derde situatie (uitbreiding) hebben bereikt. Een belangrijke reden hiervoor is welke combinatie van eigenschappen de soort bezit, zoals tolerantie voor milieufactoren, groeisnelheid, tijd tot reproductie, voedselvoorkeur, vruchtbaarheid enzovoorts. Soorten die worden geherintroduceerd met het argument dat ze in het verleden sterk achteruit gegaan zijn, hebben vaak andere eigenschappen dan soorten die onbewust worden uitgezet; vaak gaat het bij opzettelijke herintroducties om habitatspecialisten met een relatief lage groei- en reproductiesnelheid (Olden et al. 2011). De slagingskans van een herintroductie wordt dan ook voor een belangrijk deel bepaald door de kennis van de autoecologie van soorten in combinatie met de kennis van de (a)biotische factoren op de potentiële herintroductielocaties. Pas wanneer in voldoende mate aan alle eisen die soorten stellen aan hun habitat wordt voldaan, niet alleen op korte termijn maar ook in termen van generaties, is de kans van slagen van een herintroductieproject groot.

1.5 Herintroductie als beekherstelmaatregel

Het uitvoeren van een herintroductie, ongeacht het doel, kan worden onderverdeeld in 4 fasen (Kemp et al. 2003; IUCN/SSC 2013):

- Fase 1: Doelformulering.
- Fase 2: Voorbereiding: soortselectie en toetsing haalbaarheid.
- Fase 3: Uitvoering: praktische aspecten.
- Fase 4: Monitoring.

Doelformulering (fase 1) is het startpunt voor elke herintroductie; het staat voorop dat herintroductie zonder een specifiek en goed onderbouwd doel niet wenselijk is. Het succes van een herintroductie wordt vervolgens voor een belangrijk deel gestuurd door drie factoren. Ten eerste een uitgebreid vooronderzoek naar de autoecologie van de te herintroduceren fauna en de omstandigheden op de potentiële herintroductielocatie, zodat eventuele knelpunten geïdentificeerd kunnen worden en daarmee de haalbaarheid van het project in beeld komt (fase 2). Ten tweede de manier waarop de herintroductie wordt uitgevoerd (fase 3). Immers kunnen allerlei praktische aspecten leiden tot een verschillende uitkomst. Ten derde de monitoring volgend op de herintroductie (fase 4). Door de ingebrachte populatie(s) te volgen kan eventueel worden bijgestuurd mocht dit noodzakelijk zijn.

1.6 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de eerste fase van een herintroductie van ongewervelden in hersteld beeksystemen behandeld. Hier wordt ook een casus geïntroduceerd, die dient als voorbeeld in de rest van de studie. De voorbereiding (fase 2) wordt besproken aan de hand van een stappenplan in

hoofdstuk 3. In hoofdstuk 4 worden de praktische aspecten van herintroductie besproken (fase 3) en onderbouwd met de resultaten van experimenteel onderzoek. In hoofdstuk 5 wordt de veld-experimentele herintroductie en de monitoring hiervan (fase 4) besproken. Tenslotte zijn de belangrijkste bevindingen uit de experimenten en het veldwerk samengevat en veralgemeniseerd in een protocol voor het uitzetten van macrofauna (hoofdstuk 6).

Tabel 1.1: Voorbeelden van herintroducties van beekmacrofauna in Europa.

Table 1.1: Examples of reintroductions of stream macroinvertebrates in Europe.

Soort	Doel	Actie	Procedure	Succes	Locatie	Bron
<i>Aquarius najas</i> (Heteroptera)	Bestuderen of het gebruik van verschillende aantallen individuen en verschillende bronpopulaties het kolonisatiesucces bevordert	Eenmalig gepaarde vrouwtjes uitgezet (2,4,6,8,16 exemplaren, afkomstig van 1 of 2 bronpopulaties) in 90 beken.	Dieren gepaard in laboratorium voordat ze werden uitgezet	In 20 van de 90 beken werd levenscyclus succesvol doorlopen. Twee bronpopulaties en zo veel mogelijk individuen gaf het beste resultaat.	Finland	Ahlroth et al. 2003
<i>Coenagrion mecuriale</i> (Odonata)	Herintroductie in hersteld systeem waar soort recentelijk verdwenen was. Stressor: habitatdegradatie, verstoorde hydrologie en overbegrazing	Beek aangepast aan de hand van eisen soort. 57 individuen uitgezet als pilot, gevolgd door 400v en 100m twee jaar later. Bronpopulatie was de meest genetisch diverse beschikbaar.	Directe transplantatie volwassen dieren van bron- naar doellocatie	Succesvolle voortplanting op locatie.	Engeland	Thompson 2010
<i>Isoperla goertzi</i> (Plecoptera)	Herintroductie in hersteld systeem. Stressor was organische belasting (O ₂), kwaliteit verbeterd	1100 eieren uitgezet in herstelde beek	Eieren van in laboratorium gepaarde dieren van 1 locatie.	Niet succesvol, geen exemplaren gevonden in de jaren na herintroductie.	Duitsland	Rupprecht 2009
<i>Isoperla oxylepis</i> (Plecoptera)	Herintroductie in hersteld systeem. Stressor was organische belasting (O ₂), kwaliteit verbeterd	1300 eieren op 1 plek in herstelde beek	Eieren van in laboratorium gepaarde dieren van 1 locatie.	Niet succesvol, geen exemplaren gevonden in de jaren na herintroductie.	Duitsland	Rupprecht 2009

Soort (vervolg)	Doel	Actie	Procedure	Succes	Locatie	Bron
<i>Isoperla grammatica</i> (Plecoptera)	Herintroductie in hersteld systeem. Stressor organische belasting (O ₂), kwaliteit verbeterd	1300 eieren op 1 plek in herstelde beek. 2270 eieren op 6 plekken in andere herstelde beek	Eieren van in laboratorium gepaarde dieren van meerde locaties.	Niet succesvol, geen exemplaren gevonden in de jaren na herintroductie	Duitsland	Rupprecht 2009
<i>Perla marginata</i> (Plecoptera)	Herintroductie in hersteld systeem. Stressor was organische belasting (O ₂), kwaliteit verbeterd	10.000 eieren en 10 larven uitgezet op 1 locatie	Directe transplantatie larven. Eieren van in laboratorium gepaarde dieren van meerdere locaties.	Slechts 1 larve aangetroffen 10 jaar na herintroductie. Dit betekent wel overleving tot 3 ^e generatie na uitzetting. Lage trefkans/marginale populatie?	Duitsland	Rupprecht 2009
<i>Oligoneuriella rhenata</i> (Ephemeroptera)	Herintroductie in hersteld systeem. Stressor was organische belasting (O ₂), kwaliteit verbeterd	500 larven uitgezet in drie beken. 10.000 eieren op stenen uitgezet in 1 beek	Directe transplantatie larven. Volwassen vrouwtjes gevangen in veld en in laboratorium eieren laten afzetten in bakken met stenen. Stenen met eieren uitgezet.	Niet succesvol, geen exemplaren gevonden in de jaren na herintroductie	Duitsland	Rupprecht 2009
<i>Dinocras megacephala</i> (Plecoptera)	Herintroductie in hersteld systeem.	?	?	Niet succesvol	Zwitserland	Handschin 1995
<i>Astacus astacus</i> (Decapoda)	Herintroductie, reden van verdwijnen onbekend	Juveniele en volwassen dieren uitgezet afkomstig van populatie binnen hetzelfde stroomgebied	64 adulten en 507 juvenielen afkomstig van 17 vrouwtjes uitgezet, opgekweekt onder gecontroleerde omstandigheden	?	Oostenrijk	Sint en Füreder 2004

Soort (vervolg)	Doel	Actie	Procedure	Succes	Locatie	Bron
<i>Austropotamobius pallipes</i> (Decapoda)	Herintroductie	79 dieren uitgezet	79 dieren gevangen, in quarantaine en vervolgens uitgezet; dieren gemerkt voor individuele herkenning	Deels succesvol, 1 jaar later werden nog dieren teruggevonden.	Engeland	Kemp et al. 2003
<i>Margaritifera margaritifera</i> (Bivalvia)	Herintroductie	Enkele tientallen uitzettingen van mosselen	Directe verplaatsing of opgekweekte exemplaren	Wisselend, lage overleving, geen voortplanting	Scandinavië	Degerman et al. 2009

2 Doelformulering (fase 1)

2.1 Introductie

Nederland heeft circa 17.000 kilometer beken, waarvan een groot deel niet voldoet aan de ecologische kwaliteitsdoelen en normen gesteld vanuit de KaderRichtlijn Water (KRW). De kwaliteit laat sterk te wensen over: van de Europese landen neemt Nederland de tweede laatste positie in wat betreft de kwaliteit van de beken en rivieren (EEA 2012). Toch worden al decennia beektrajecten hersteld. Herstel van beekdalecosystemen betekent het terugbrengen van ecosystemen naar een toestand die licht afwijkt van de oorspronkelijke of referentietoestand (GET) en daarmee de toestand die voldoet aan de wettelijke kwaliteitseisen en normen van de KaderRichtlijn Water (KRW), Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR) of andere doelen zoals die volgen uit de inrichting van de Ecologische HoofdStructuur (EHS) of provinciale plannen.

Op een groot aantal locaties zijn inmiddels beekherstelmaatregelen genomen, waaronder hermeandering van de beekloop. Bij veel hermeanderingsprojecten wordt onmiddellijk gedacht aan het bijsturen van morfologische degradatie en onnatuurlijk peilbeheer. Met de implementatie van de KRW zijn dergelijke maatregel(pakketten) in een stroomversnelling gekomen. Echter van veel maatregelen zijn de ecologische effecten nauwelijks onderzocht en van veel al uitgevoerde projecten zijn de resultaten teleurstellend (Didderen en Verdonschot 2009). Dit verschijnsel is niet typisch Nederlands, ook in geheel Europa en de VS worden vergelijkbare resultaten gevonden (Palmer 2009; Feld et al. 2011). Er zijn verschillende redenen waarom het ecologisch herstel achterblijft. Soms is een project te kleinschalig, zijn niet alle drukfactoren aangepakt of is de hersteltijd nog te kort geweest. Maar bij herstelprojecten waar deze argumenten niet opgaan, blijkt herstel achter te blijven door biologische factoren, zoals het ontbreken van sleutelsoorten, bereikbaarheid, dispersie- en kolonisatiecapaciteit van de gewenste soorten.

Ongewervelde (semi-)aquatische fauna vervult een belangrijke rol in het functioneren van beeksystemen. Veel soorten zijn knippers die grof organisch materiaal, de primaire voedselbron in beeksystemen, omzetten in fijn organisch materiaal of opgelost materiaal. Tegelijk staan deze ongewervelden aan de basis van de voedselketen in deze systemen, omdat primaire producenten een veel minder belangrijke rol spelen. De ongewervelde (semi-)aquatische fauna heeft echter een beperkt verspreidingsvermogen. Zo vlogen volwassen kokerjuffers tot 20-40 m vanaf een Deense beek (Sode en Wiberg-Larsen 1993) of 50-1000 m vanaf een Zweedse beek (Svensson 1974). Verschillende auteurs komen tot de conclusie dat het meer dan tientallen jaren gaat duren voordat herstelde beken zelfs met bronpopulaties op circa 8 km opnieuw gekoloniseerd worden (Fuchs & Statzner 1990; Malmqvist et al. 1991). Terugkeer via het water geschiedt alleen in longitudinale richting en vooral vanaf bovenstrooms. Maar ook dit proces gaat maar voor een beperkt aantal soorten op en vereist een goede ecologische kwaliteit over lange afstanden in de beek. Om herstel te versnellen is daarom herintroductie een optie. Temeer daar niet alleen de afstanden tussen beeksystemen groot zijn, maar ook de barrièrewerking als gevolg van landgebruik (bijvoorbeeld akkers of weilanden) sterk is vergroot ten opzichte van de natuurlijke situatie.

2.2 Doelformulering

Herintroductie is in deze studie gedefinieerd als het opzettelijk verplaatsen van organismen binnen het natuurlijk verspreidingsgebied van de soorten. Het belang van deze definitie voor beekongewervelden is dat ze alleen geherintroduceerd mogen worden in beken danwel habitats

waar ze van nature thuishoren. Onder 'van nature thuishoren' verstaan we positief kenmerkend of indicatief voor het beektype dat bestudeerd wordt, omdat er geen volledig beeld is van de levensgemeenschappen voordat de Nederlandse beeksystemen degradeerden (Nijboer et al. 2003). Een andere belangrijke component in deze studie is dat de nadruk ligt op de rol van ongewervelden in het functioneren van het beekecosysteem en niet zozeer op het terugbrengen van soorten. Herintroductie in deze studie moet — in tegenstelling tot klassieke herintroducties waar de vestiging van de soort centraal stond — direct leiden tot herstel of het efficiënter verlopen van ecosysteemfuncties, of indirect bijdragen aan een verbetering van het ecosysteem functioneren via nichesegregatie, facilitatie of het opvullen van ecosysteemfuncties onder wisselende milieuomstandigheden. De insteek van herintroductie in deze studie is dan ook op associatieniveau. Vanuit het ecosysteem functioneren wordt hierbij gelet op de zogenaamde beek-'engineers' (de functionele belangrijke en dominante/abundante soorten), vanuit de biodiversiteitsoptiek op zeldzame(re) soorten en vanuit de beleidsrelevantie op o.a. KRW-indicatoren, Rode Lijstsoorten en aandachtsoorten voor beek en beekdal.

Het doel van deze studie is als volgt geformuleerd:

'Het ontwikkelen en toetsen van het overbrengen van een 'associatie' van beekongewervelden van een 'bron'-beekstelsysteem naar een inmiddels abiotisch geschikt en hersteld of nieuw 'doel'-beekstelsysteem. Hierbij is het overbrengen niet gericht op het herstellen van een levensgemeenschap van een historische situatie of gewenste referentie maar op het verbeteren van het functioneren van het beekstelsysteem met een verhoging van de diversiteit aan functionele groepen.'

2.3 Afbakening associatie van beekongewervelden

De rijkdom aan ongewervelden in beekecosystemen ligt in de orde van grootte van duizenden soorten. Echter, gebrek aan autoecologische informatie en een onvolledig beeld van de verspreiding maakt dat voor deze studie niet de hele levensgemeenschap even geschikt is. Er is daarom gekozen om surrogaatgroepen voor de totale beekmacrofauna te bestuderen, namelijk de haften (Ephemeroptera), steenvliegen (Plecoptera) en kokerjuffers (Trichoptera). De zogenoemde 'EPT' zijn belangrijke kwaliteitsindicatoren voor stromende wateren en komen dan ook veelvuldig voor in kwaliteitsindices voor beken. Andere redenen om te kiezen voor deze groepen zijn (Higler 2005, 2008a; Koese 2008, Waringer en Graf 2011; Verdonschot et al. 2012):

- Soortenrijkdom en talrijkheid in beeksystemen.
- Functioneel belangrijk: groot aantal functionele rollen, hoge biomassa, beek-'engineers'.
- Veel autoecologische informatie beschikbaar.
- Relatief veel verspreidingsgegevens beschikbaar, met name vanaf ongeveer jaren 60 van de vorige eeuw.
- Veel kennis over het gedrag en overleving onder laboratoriumomstandigheden.

2.4 Casus: beschrijving van het doelsysteem

Een sterke mate van isolatie is één van de belangrijkste redenen om te kiezen voor herintroductie in plaats van voor het inzetten op herstel van verbindingen. Binnen Nederland speelt dit sterk voor de beken op de Veluwe. Een verstoorde hydrologie (o.a. droogval of lage afvoer) en problemen met de waterkwaliteit in met name de periode 1960-80 zijn belangrijke factoren die op de Veluwe hebben geleid tot het verdwijnen van veel typische beek-ongewervelden. Vaak komen deze typische soorten op dit moment alleen nog voor langs de oostgrens van Nederland, zoals in Twente, Achterhoek en Limburg, of verder oostelijk in Duitsland. Echter, onder de huidige omstandigheden is de uitwisseling van organismen tussen de Veluwe en de beeksystemen langs de

oostgrens van Nederland waarschijnlijk nihil. De terugkeer van deze soorten is op de korte tot middellange termijn dus onwaarschijnlijk.



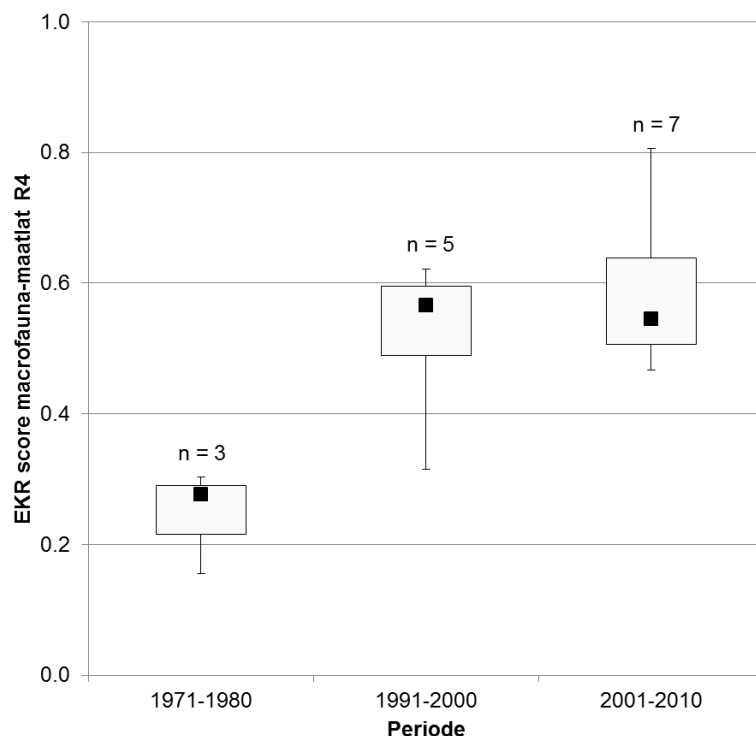
Figuur 2.1: De Heelsumse beek ter hoogte van de Kerkweg in Heelsum.

Figure 2.1: The stream Heelsumse beek near the Kerkweg in the village of Heelsum.

De Heelsumse beek, één van de grootste beken van de zuidelijke Veluwe-rand, is gebruikt als doelstelsel (Figuur 2.1). Een belangrijke reden hiervoor is dat er veel bekend is over dit beekstelsel. Het was een veelgebruikt studieobject voor studenten van de voormalige Landbouwhogeschool (nu Wageningen Universiteit) in Wageningen en is daardoor zeer gedetailleerd bestudeerd. De Heelsumse beek is een sprengenbeek die ontspringt in het natuurgebied de Wolfhezerheide (NM) op de zuidelijke Veluwe. De beek stroomt door een oud smeltwatererosiedal langs het dorp Heelsum en vervolgens door de uiterwaarden om tenslotte uit te monden in de Nederrijn. De bron van de beek en bovenloop, die bestaat uit meerdere sprengen, zijn relatief zuur en voedselarm. Verder stroomafwaarts wordt de beek voedselrijker en minder zuur. In de jaren 70 van de vorige eeuw was het beekstelsel sterk gedegradeerd (van Frankenhuyzen 1974, Kappe et al. 1981). Dit had twee oorzaken: 1.) ongezuiverde lozingen industrieel proceswater van een wasserij en een papierfabriek, 2.) daling waterafvoer door wateronttrekking. In 1979 stopten de ongezuiverde lozingen van de papierfabriek en in 1980 de lozingen van de wasserij. Het stelsel was op dat moment sterk organisch en chemisch belast en had een zeer hoge pH (Tabel 2.1). Verder was er benedenstrooms het lozingspunt sprake van thermische verontreiniging (proceswater van 40 °C). In de decennia erna werden nog diverse maatregelen genomen om de waterkwaliteit te verbeteren; ter hoogte van het dorp Heelsum werden enkele rioolwateroverstorten afgekoppeld en het wegwater van de A50, dat eerder vanaf het viaduct in de beek terecht kon komen, is afgekoppeld van de beek via inrijgputten. Alleen de nitraatbelasting van het stelsel bleef onverminderd hoog. Landbouwgebied (en mogelijk een volkstuintencomplex) in combinatie met invang van stikstofverbindingen door de bossen op het Veluwemassief vormen hiervan de bron. Hydrologisch en morfologisch zijn er ook verschillende maatregelen genomen. Ondanks dat de wateronttrekking in het inrijggebied onverminderd doorgaat is de beek het afgelopen decennium meer water gaan voeren. Aanpassingen zoals het

bovenstrooms verondiepen en versmallen van de beek en het uitgraven van sprengen in de bovenloop hebben tot een grotere afvoer geleid. In het verleden liep de beek onder de papierfabriek door. Nu is de beek om het fabrieksterrein heen geleid. Ook is de onderdoorgang onder de A50 aangepast. De beek krijgt hier meer licht door het plaatsen van roosters. Morfologische aandachtspunten zijn nog wel de inbedding beek over enkele honderden meters in bitumenasfalt bak na passage rijksweg en het intensief schoningsbeheer, wat structuurvariatie beperkt. De op het moment veelal eenzijdige beschaduwing van de beek is onvoldoende om de waterplantenontwikkeling in de beek te remmen.

Ook faunistisch gezien is de kwaliteit van de beek sterk verbeterd ten opzichte van de jaren 70 (Figuur 2.2, 2.3). De KRW-maatlatscore voor macrofauna is toegenomen en ook individuele metrics die de ecologische kwaliteit van beken aangeven, scoren het laatste decennium over de hele linie beter dan in de gedegradeerde uitgangssituatie. Grote winst is geboekt op de onderdelen rheofilie, saprobie, slib-taxa en kokerjuffer-genera. Nog steeds blijft het aantal haften en steenvliegengenera achter ten opzichte van de referentiesituatie. In Bijlage 1 wordt de metric-analyse verder toegelicht.



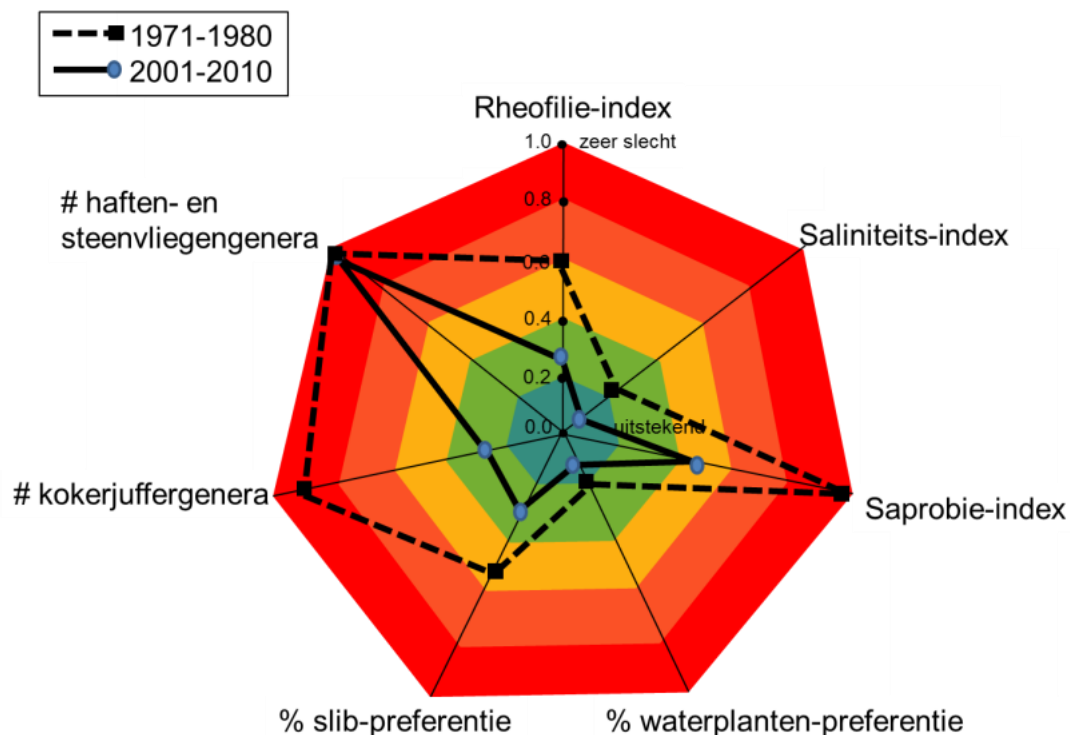
Figuur 2.2: Boxplot (mediaan, 25-75% percentiel) met de EKR voor de macrofauna-maatlat voor R4 van de Heelsumse beek over 3 decennia: jaren 70 (gedegrademd), jaren 90 (2 decennia herstel) en jaren 00 (3 decennia herstel).

Figure 2.2: Boxplot (median, 25-75% percentile) in which the macroinvertebrate EQR for the WFD Dutch stream type R4 for the stream Heelsumse beek is compared over 3 decades: seventies (degraded), nineties (two decades of restoration) and 2001-2010 (three decades of restoration).

Tabel 2.1 (volgende pagina): Fysisch-chemische gegevens van de middenloop in november van de laatste decennia (Kappe et al. 1981, WS Vallei en Veluwe).gg: geen gegevens.

Table 2.1 (next page): Fysical-chemical parameters of the middle course in november during the last decades (Kappe et al. 1981, Water board Vallei and Veluwe). gg: no data.

Parameter	Jaar									
	1979	1992	1994	1997	1998	2000	2002	2006	2007	2008
pH	9.8	6.8	6.7	7.7	6.8	7.2	6.5	6.7	7	7.3
Elektrisch geleidend vermogen (µS/cm)	780	437	372	512	287	364	290	301	285	276
Cl ⁻ (mg/L)	60	39	38	36.1	39.2	32	31	35	34	33
O ₂ (mg/L)	4.2	7.5	9.4	7.8	8.3	6.6	7.2	8.7	10	9
Bodemzuurstofverbruik (mg O ₂ /L)	86	gg	gg	gg	gg	gg	gg	gg	gg	<2
Kjeldahl-N (mgN/L)	4.3	0.38	0.21	0.39	0.53	0.97	0.25	0.39	0.52	<0.5
NO ₂ ⁻ (mg N/L)	6.2	0.01	0.01	0.02	0.04	0.03	0.04	0.03	<0.02	0.02
NO ₃ ⁻ (mgN/L)	1	20	16.3	21.5	19.43	15	15	20	17	16
Totaal-P (mgP/L)	2.9	0.04	0.05	0.03	0.04	0.11	0.05	<0.04	0.1	<0.04
SO ₄ ²⁻	30.5	30	29	37.5	37.7	gg	30	36	gg	31



Figuur 2.3: Gemiddelde metric scores ($\pm 1se$) van de Heelsumse beek over 3 decennia: jaren 70 (gedegradeerd), jaren 90 (2 decennia herstel) en jaren 00 (3 decennia herstel). Afkortingen metrics: RHEO = rheofilie-index, SALI = saliniteits-index, SAPR = saprobie-index, WPLANT = aandeel waterplanten-preferentie levensgemeenschap, SLIB = aandeel slib-preferentie levensgemeenschap, TRICH = aantal kokerjuffer (Trichoptera) genera, EPHPLEC = aantal haften (Ephemeroptera) + steenvliegen (Plecoptera) genera. De metric-scores voor de jaren '70 en '00 zijn uitgezet in een Amoebe-diagram om de samenhang tussen de metrics weer te geven in relatie tot de status van het beekstelsysteem.

Figure 2.3: Mean metric scores ($\pm 1SE$) for the stream Heelsumse beek for three decennia: seventies (degraded), nineties (two decades of restoration) and 2001-2010 (three decades of restoration). Abbreviations: RHEO = rheophily-index, SALI = salinity-index, SAPR = saprobic-index, WPLANT = proportion of phytomacrofauna in the community, SLIB = proportion of silt-inhabitants in the community, TRICH = number of caddisfly (Trichoptera) genera, EPHPLEC = number of mayfly (Ephemeroptera) + stonefly (Plecoptera) genera. The metric-scores for 1971-1980 and 2001-2010 are plotted in the diagram to display the coherence between the individual metrics in relation to the ecological quality of the stream system.

3 Stappenplan voor onderbouwing en toetsing haalbaarheid (fase 2)

3.1 Introductie

Nadat het doel geformuleerd is (fase 1) volgt fase 2: de voorbereiding en toetsing van de haalbaarheid van herintroductie. In dit hoofdstuk wordt deze fase stap voor stap besproken en telkens toegelicht aan de hand van de casus. De stappen zijn weergegeven in een tabel (Tabel 3.1) en een stroomschema (Fig. 3.1).

Tabel 3.1: *Overzicht van de onderdelen nodig om de haalbaarheid van een herintroductieproject te onderzoeken.*

Table 3.1: Overview of the components necessary to investigate the feasibility of a reintroduction project.

Onderdeel	Paragraaf	Geeft antwoord op de vraag
Selectie van soorten die in aanmerking komen voor herintroductie in een beektraject (stap 1)	3.2	Welke soorten zijn op dit moment aanwezig in de doelbeek? Welke soorten zijn niet aanwezig in de doelbeek, maar wel in de regio? Welke soorten karakteristiek voor het beektype waartoe de doelbeek behoort ontbreken?
Selecteren van functioneel belangrijke soorten (stap 2)	3.3	Welke ontbrekende soorten zijn de beste keuze voor een eventuele herintroductie?
Autoecologie geselecteerde soorten (stap 3)	3.4	Wat hebben deze soorten nodig om hun levenscyclus succesvol te doorlopen?
Toetsen doelsysteem (stap 4)	3.5	Is de doelbeek geschikt voor de gekozen soort?
Vaststellen van de huidige verspreiding soort en selectie bronpopulatie (stap 5)	3.6	Is er een bronpopulatie te vinden die als donor kan dienen zonder dat dit deze populatie negatief beïnvloedt?
Inschatting kans op meeliften ongewenste soorten (stap 6)	3.7	Is er een risico op het verspreiden van exoten wanneer er dieren verplaatst worden van de donorbeek naar de doelbeek?

3.2 Selectie van soorten die in aanmerking komen voor herintroductie in een beektraject (stap 1)

Stap 1 bestaat uit het vaststellen welke soorten ontbreken in het doel-beeksysteem. Om te bepalen welke soorten het meest van belang zijn, moet eerst worden vastgesteld tot welk watertype of watertypen het doel-beeksysteem gerekend kan worden. Vervolgens kan worden afgeleid welke soorten kenmerkend of indicatief zijn voor het systeem in goede toestand. Hiervoor kunnen bijvoorbeeld de KRW maatlatten voor rivieren (Van der Molen et al. 2012) gebruikt worden.

Vervolgens moet worden vastgesteld welke van deze kenmerkende soorten nog aanwezig zijn in het doel-beekstelsysteem, en welke ontbreken. Het is belangrijk ook de omgeving van het doel-beekstelsysteem in de analyse te betrekken. Voor het afbakenen van de grens van het te bestuderen gebied kan een afstand van maximaal 5 kilometer tussen opeenvolgende beken gebruikt worden, omdat vrijwel alle dispersie van beekorganismen zich binnen deze afstand afspeelt (Sundermann et al. 2011). Het schaalniveau waarop de studie moet plaatsvinden is dus groter dan een beoogd beektraject alleen. In de praktijk komt deze afstand meestal neer op een stroomgebied dat door waterscheidingen geïsoleerd is van andere stroomgebieden (macrofauna dispergeert meestal parallel aan de beek in plaats van loodrecht erop van het water af). Uiteraard is dit een grove maat, omdat bijvoorbeeld trajecten met een slechte waterkwaliteit of obstakels (lange duikers) ook een barrière kunnen vormen, waardoor de effectieve dispersierange in werkelijkheid kleiner kan zijn.

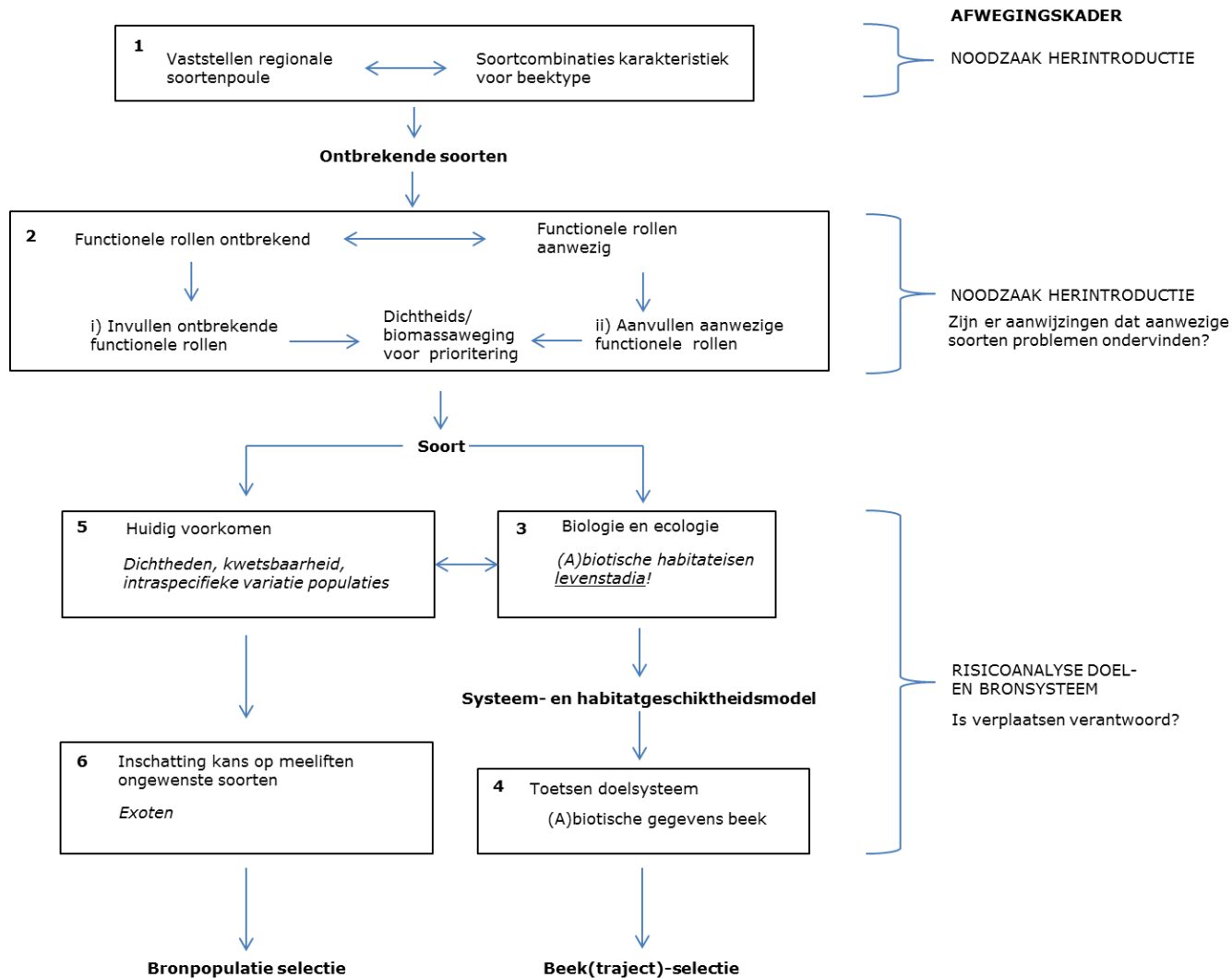
De analyse vraagt om goede verspreidingsgegevens. Deze kunnen worden afgeleid van verspreidingsatlassen voor de desbetreffende soortengroepen en door het bestuderen van monitoringsgegevens, bijvoorbeeld verzameld door waterbeherende instanties. Soms kan niet goed vooraf worden vastgesteld of een soort nog aanwezig is in de omgeving. Dit kan verschillende oorzaken hebben, bijvoorbeeld doordat:

- De regio niet frequent bemonsterd wordt (tijd) of de dichtheid aan monsterlocaties binnen stroomgebieden te laag is (ruimtelijk).
- De soort of soortgroep moeilijk determineerbaar is, waardoor deze relatief vaak 'gemist' wordt in monsters. Een soort kan over het hoofd worden gezien, letterlijk bij uitzoeken of wanneer gedetermineerd als andere soort, of genoteerd op een hoger taxonomisch niveau.
- Het stroomgebied grensoverschrijdend is. Wat betreft ongewervelden is Nederland een relatief goed onderzocht land ten opzichte van andere Europese landen.

In het ideale geval is er een beeld van het historisch voorkomen van de macrofauna. Toch is een complete reconstructie maken van de macrofaunalevensgemeenschappen uit het verleden niet goed mogelijk, omdat gegevens schaars zijn en vaak sterk anekdotisch van karakter (Nijboer et al. 2003). Maar weinig mensen hielden zich in het verleden bezig met het bestuderen van macrofauna en goede determinatieliteratuur was amper beschikbaar (Nijboer et al. 2003; Higler 2008b). Terwijl de mogelijkheden om soorten op naam te brengen groter werden in de tweede helft van de 20ste eeuw en meer mensen zich gingen bezighouden met aquatische ecologie (grotendeels vanaf de jaren 1960, vanaf de jaren 1980 startte de routinematige monitoring door waterbeheerders) nam ook de degradatie van beeksystemen grote vormen aan. Hierdoor zijn veel soorten teruggedrongen in hun verspreiding naar weinig aangetaste bovenloopjes of zijn waarschijnlijk zelfs helemaal verdwenen voordat ze überhaupt opgemerkt zijn. Een beter beeld van de oorspronkelijke levensgemeenschap kan dan ook gekregen worden door de samenstelling van de kenmerkende fauna voor het beektype te bekijken, omdat dit een beeld geeft van de macrofauna-levensgemeenschap van de beek in goede of bijna-natuurlijke toestand. Deze referenties zijn niet alleen gebaseerd op het voorkomen binnen Nederland, waar al lange tijd geen bijna-natuurlijke systemen meer te vinden zijn, maar ook op situaties in het buitenland. In Polen zijn bijvoorbeeld nog steeds situaties te vinden die de omstandigheden in Nederland in het verleden benaderen.

Voorbeeld stap 1

De soortenpoule voor de Heesumse beek is bepaald op basis van de voor de soortgroepen beschikbare verspreidingsgegevens. Hierbij is niet alleen gekeken naar de beek zelf, maar ook de andere beken in het zuid-Veluwe systeem; langs de zuidelijke Veluwerand ligt namelijk een serie beken, die allemaal minder dan 5 kilometer van elkaar gescheiden zijn (de grenswaarde van het zoekgebied is overgenomen uit Sundermann et al., 2011) (Fig. 3.2). De Heesumse beek is een voorbeeld van de KRW-beektypen R4 en R5 (benedenstrooms). Uit de vastgestelde soortenpoule is een selectie gemaakt van soorten die positief kenmerkend zijn voor de beektypen die bij het doelsysteem horen. Vervolgens is bekeken welke kenmerkende soorten recentelijk, in het verleden en nooit zijn waargenomen in het gebied (Tabel 3.2).



Figuur 3.1: Stappenplan ter voorbereiding van het introduceren van macrofauna in een hersteld beekstelsel.

Figure 3.1: Roadmap for the procedure to select suitable species and to assess the feasibility of reintroduction for the selected species when reintroducing macroinvertebrates in a restored stream.

Tabel 3.2: Kenmerkende soorten haften, steenvliegen en kokerjuffers voor de KRW-beektypen R4-R5 (+). 2: waargenomen op de zuid-Veluwe na 1980, 1: alleen voor 1980 waargenomen, 0: niet waargenomen.

Table 3.2: Characteristic species of mayflies, stoneflies and caddisflies for the WFD Dutch stream types R4 and R5 (+). 2. Recorded on the south Veluwe after 1980, 1. only recorded before 1980, 0. not recorded in the area studied.

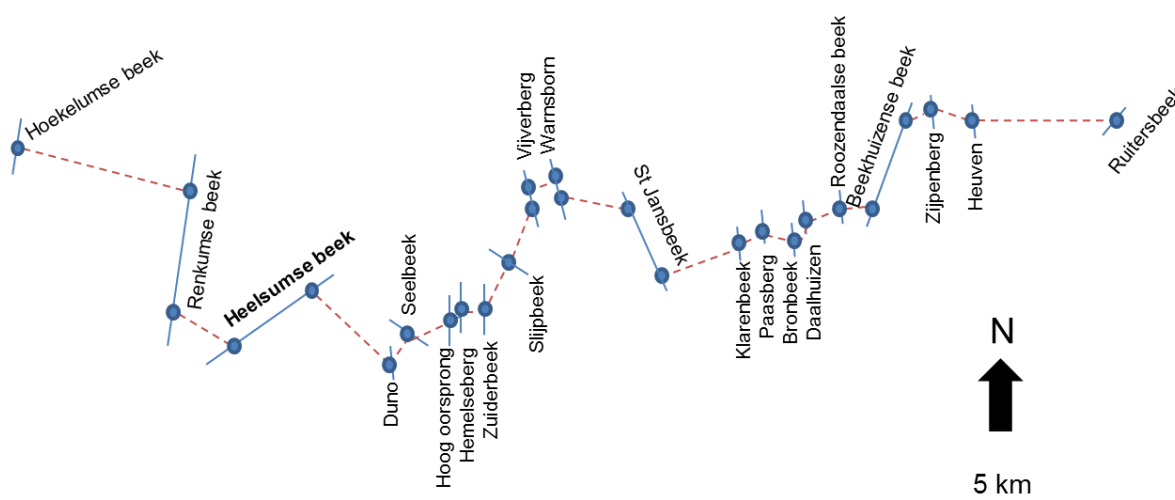
Soort	Waargenomen Zuid- veluwe	Kenmerkend voor KRW-type	
		R04	R05
<u>Trichoptera</u> ¹			
<i>Beraeodes minutus</i>	2	+	+
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	2	+	+
<i>Adicella reducta</i>	2	+	+
<i>Limnephilus extricatus</i>	2	+	+
<i>Anabolia nervosa</i>	2	+	+
<i>Micropterna sequax</i>	2	+	+
<i>Tinodes assimilis</i>	2	+	+
<i>Notidobia ciliaris</i>	2	+	+
<i>Goera pilosa</i>	2	+	+
<i>Silo nigricornis</i>	2	+	+
<i>Beraea maurus</i>	2	+	
<i>Beraea pullata</i>	2		+
<i>Agapetus fuscipes</i>	2	+	
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	2		+
<i>Oxyethira</i> sp.	2	+	
<i>Athripsodes cinereus</i>	2		+
<i>Mystacides azureus</i>	2		+
<i>Ceraclea senilis</i>	2		+
<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	2		+
<i>Limnephilus lunatus</i>	2	+	
<i>Chaetopteryx villosa</i>	2		+
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	2		+
<i>Halesus radiatus</i>	2		+
<i>Enoicyla pusilla</i>	2		+
<i>Micropterna lateralis</i>	2	+	
<i>Molanna angustata</i>	2		+
<i>Wormaldia subnigra</i>	2	+	
<i>Cyrnus trimaculatus</i>	2		+
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	2		+
<i>Polycentropus irroratus</i>	2		+
<i>Lype phaeopa</i>	2		+
<i>Psychomyia pusilla</i>	2		+
<i>Tinodes waeneri</i>	2		+
<i>Crunoecia irrorata</i>	2	+	
<i>Sericostoma personatum</i>	2		+
<i>Trichostegia minor</i>	2	+	

Soort [vervolg]	Waargenomen Zuid- veluwe	Kenmerkend voor KRW-type	
		R04	R05
<i>Stenophylax permistus</i>	2	+	
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	1	+	+
<i>Limnephilus centralis</i>	1	+	+
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1	+	+
<i>Hydropsyche exocellata</i>	1		+
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	1		+
<i>Hydroptila sparsa</i>	1		+
<i>Ylodes simulans</i>	1		+
<i>Ceraclea dissimilis</i>	1		+
<i>Ceraclea nigronervosa</i>	1		+
<i>Apatania fimbriata</i>	1	+	
<i>Limnephilus bipunctatus</i>	1		+
<i>Limnephilus griseus</i>	1	+	
<i>Limnephilus stigma</i>	1	+	
<i>Oligostomis reticulata</i>	1	+	
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	1		+
<i>Tinodes pallidulus</i>	1	+	
<i>Ecnomus tenellus</i>	1		+
<i>Lepidostoma hirtum</i>	1		+
<i>Hydropsyche saxonica</i>	0	+	+
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	0	+	+
<i>Ironoquia dubia</i>	0	+	+
<i>Limnephilus elegans</i>	0	+	+
<i>Limnephilus fuscicornis</i>	0	+	+
<i>Potamophylax cingulatus</i>	0	+	+
<i>Halesus digitatus</i>	0	+	+
<i>Tinodes unicolor</i>	0	+	+
<i>Lepidostoma basale</i>	0	+	+
<i>Hydropsyche fulvipes</i>	0	+	
<i>Hydropsyche siltalai</i>	0		+
<i>Hydroptila cornuta</i>	0		+
<i>Ptilocolepus granulatus</i>	0	+	
<i>Athripsodes albifrons</i>	0		+
<i>Ceraclea fulva</i>	0		+
<i>Drusus annulatus</i>	0	+	
<i>Grammotaulius submaculatus</i>	0	+	
<i>Limnephilus binotatus</i>	0	+	
<i>Limnephilus subcentralis</i>	0	+	
<i>Rhadicleptus alpestris</i>	0	+	
<i>Potamophylax latipennis</i>	0	+	
<i>Potamophylax luctuosus</i>	0	+	
<i>Wormaldia occipitalis</i>	0	+	

Soort [vervolg]	Waargenomen Zuid- veluwe	Kenmerkend voor KRW-type	
		R04	R05
<i>Rhyacophila fasciata</i>	0	+	
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	0		+
<u>Plecoptera²</u>			
<i>Nemoura avicularis</i>	2	+	+
<i>Nemoura cinerea</i>	2		+
<i>Nemurella pictetii</i>	2	+	+
<i>Nemoura dubitans</i>	1	+	+
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	1		+
<i>Protonemura meyeri</i>	1		+
<i>Isoperla grammatica</i>	1	+	
<i>Leuctra fusca</i>	0†	+	+
<i>Leuctra nigra</i>	0†	+	+
<i>Amphinemura standfussi</i>	0	+	+
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	0	+	+
<i>Nemoura marginata</i>	0	+	
<u>Ephemeroptera³</u>			
<i>Siphonurus aestivalis</i>	1	+	+
<i>Siphonurus armatus</i>	0	+	+
<i>Siphonurus lacustris</i>	0		+
<i>Baetis buceratus</i>	0		+
<i>Baetis fuscatus</i>	1		+
<i>Baetis niger</i>	0	+	+
<i>Baetis rhodani</i>	1		+
<i>Baetis vernus</i>	2	+	
<i>Baetis tracheatus</i>	0		+
<i>Baetis digitatus</i>	0		+
<i>Centroptilum luteolum</i>	2		+
<i>Cloeon dipterum</i>	2	+	+
<i>Cloeon simile</i>	2	+	
<i>Procloeon bifidum</i>	0	+	+
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	0	+	+
<i>Heptagenia flava</i>	0		+
<i>Heptagenia sulphurea</i>	1		+
<i>Kageronia fuscogrisea</i>	0		+
<i>Habrophlebia fusca</i>	0		+
<i>Leptophlebia marginata</i>	0	+	+
<i>Ephemera danica</i>	0	+	+
<i>Ephemera vulgata</i>	0		+
<i>Caenis horaria</i>	2	+	+
<i>Caenis pseudorivulorum</i>	0		+

Soort [vervolg]	Waargenomen Zuid- veluwe	Kenmerkend voor KRW-type	
		R04	R05
<i>Caenis rivulorum</i>	0		+
<i>Brachycercus harrisella</i>	0		+
<i>Paraleptophlebia cincta</i>	0		+
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	0		+
<i>Serratella ignita</i>	2	+	+

1. Higler 2008a, Alterra eigen materiaal, WS Vallei en Eem/Vallei en Veluwe, 2. Alterra eigen materiaal, WS Vallei en Eem/Vallei en Veluwe, Koese 2008, van Frankenhuyzen 1974, 3. Alterra eigen materiaal, WS Vallei en Eem/Vallei en Veluwe, Mol 1985ab, Claessens 1978, +*L. hippopus* is gemeld door van Frankenhuyzen (1974), wat interessant is gezien dat deze soort nog nooit met zekerheid is vastgesteld in Nederland (Koese 2008). Er kan niet meer gecontroleerd worden of dit een determinatiefout betreft.



Figuur 3.2: Afbakening beken die de soortenpoule op de zuid-Veluwe bevatten. De maximale kleinste afstand tussen twee beken (oranje stippellijn) mocht niet meer dan 5 kilometer bedragen.

Figure 3.2: Streams containing the species pool of the south Veluwe. A maximum interspersions distance of five kilometres between streams (orange dotted lines) was used to determine the size of the study area.

3.3 Selecteren van functioneel belangrijke soorten (stap 2)

Omdat het overbrengen niet gericht is op het herstellen van een historische situatie of gewenste referentie maar op het verbeteren van het functioneren van het beekstelsel, moeten in de eerste plaats soorten geïntroduceerd worden die functioneel gezien van belang zijn voor het doelbeekstelsel. Een goed uitgangspunt hiervoor zijn de functionele voedingsgroepen, omdat deze een directe relatie hebben met en sturend zijn voor het functioneren van het beekecosysteem, met name in termen van nutriëntencycli (Wallace en Webster 1996; Covich et al. 1999). Voor bijna alle soorten macrofauna is deze informatie beschikbaar (www.freshwaterecology.info; Schmidt-Kloiber en Hering 2012).

Tabel 3.3: Functionele voedingsgroepen van de voor het beektype kenmerkende soorten (nummers geven de relatieve verdeling over de voedingsgroepen weer wanneer soort in meerdere groepen kan worden ingedeeld op basis van voedingswijze) die alleen voor 1980 zijn waargenomen op de zuid-Veluwe, op basis van www.freshwaterecology.info. Wanneer er functioneel analoge kenmerkende soorten wel recentelijk zijn waargenomen (>1980) dan staan deze vermeld in kolom 3. Tenslotte geeft de vierde kolom kenmerkende soorten met een analoge functie die niet zijn waargenomen in het gebied.

Table 3.3: Functional feeding groups of the for the stream type characteristic species (numbers indicate the proportional distribution over the functional feeding groups when a species can be classified into multiple categories based on the way food is gathered) which are only recorded before 1980 on the south Veluwe, based on www.freshwaterecology.info. When functional analogous characteristic species have been recorded more recently (>1980), they are placed in the third column of the table. The fourth column gives the characteristic species which have not been recorded in the study area before.

Na 1980 niet meer waargenomen soorten kenmerkend voor watertype R04-R05	Functionele voedingsgroep							Functioneel analoge waargenomen soorten op de zuid-Veluwe	Functioneel analoog en kenmerkend voor beektype, maar niet waargenomen
	Houteter	Grazer biofilm	Filtreerder	Knipper blad	Verzamelaar	Predator	Prikker algen		
<u>Trichoptera</u>									
<i>Hydropsyche pellucidula</i>		2	5			3		<i>Hydropsyche angustipennis</i>	<i>Hydropsyche fulvipes</i> <i>H. saxonica</i> <i>H. siltalai</i> <i>Brachycentrus subnubilus</i>
<i>Hydropsyche exocellata</i>		2	5			3			
<i>Cheumatopsyche lepida</i>		2	5			3			
<i>Limnephilus centralis</i>		2		5		3		<i>Limnephilus extricatus</i> , <i>L. lunatus</i>	<i>Limnephilus binotatus</i> <i>L. elegans</i> <i>L. fuscicornis</i> <i>L. subcentralis</i>
<i>Limnephilus bipunctatus</i>		2		5		3			
<i>Limnephilus griseus</i>		2		5		3			
<i>Limnephilus stigma</i>		2		5		3			
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>			1			9		<i>Cyrtus trimaculatus</i> <i>Plectrocnemia conspersa</i> <i>Polycentropus irroratus</i>	-
<i>Neureclipsis bimaculata</i>			1			9			
<i>Ecnomus tenellus</i>			1			9			

Na 1980 niet meer waargenomen soorten kenmerkend voor watertype R04-R05 [vervolg]	Functionele voedingsgroep							Functioneel analoge waargenomen soorten op de zuid- Veluwe	Functioneel analoog en kenmerkend voor beektype, maar niet waargenomen
	Houteter grazer	biofilm	Filtreerder	Knipper blad	Verzamelaar	Predator	Prikker algen		
<i>Hydroptila sparsa</i>					5		5	-	<i>Hydroptila cornuta?</i>
<i>Ylodes simulans</i> †		2		8				<i>Adicella reducta</i>	
<i>Ceraclea dissimilis</i>				5	5			<i>Stenophylax permistus</i>	-
<i>Ceraclea nigronervosa</i>							10	<i>Ceraclea senilis</i>	<i>Ceraclea fulva</i>
<i>Apatania fimbriata</i>		8			2			<i>Agapetus fuscipes</i>	-
<i>Oligostomis reticulata</i>		4		2	4			-	-
<i>Tinodes pallidulus</i>		8	1		1			<i>Tinodes assimilis</i>	<i>Tinodes unicolor</i>
<i>Lepidostoma hirtum</i>	3	5		2				-	<i>Lepidostoma basale</i>
<u>Plecoptera</u>									
<i>Nemoura dubitans</i>				7	3			<i>Nemoura avicularis</i>	<i>Nemoura marginata</i>
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>		3		2	5			-	-
<i>Protonemura meyeri</i>		3		5	2			-	-
<i>Isoperla grammatica</i>		1		1	1	7		-	-
<u>Ephemeroptera</u>									
<i>Siphonurus aestivalis</i>					10			<i>Caenis horaria</i>	<i>Siphonurus armatus</i> , <i>S. lacustris</i> , <i>Procloeon bifidum</i> , <i>Paraleptophlebia</i> <i>submarginata</i> , <i>P. cincta</i> , <i>Leptophlebia</i> <i>marginata</i> , <i>Brachycercus harrisella</i> , <i>Caenis pseudorivulorum</i> , <i>C. rivulorum</i>

Na 1980 niet meer waargenomen soorten kenmerkend voor watertype R04-R05 [vervolg]	Functionele voedingsgroep							Functioneel analoge waargenomen soorten op de zuid- Veluwe	Functioneel analoog en kenmerkend voor beektype, maar niet waargenomen
	Houteter	Grazer biofilm	Filtreerder	Knipper blad	Verzamelaar	Predator	Prikker algen		
<i>Baetis fuscatus</i>		5			5			<i>Baetis vernus</i> , <i>Cloeon dipterum</i> , <i>C. simile</i> , <i>Serratella ignita</i>	<i>Kageronia fuscogrisea</i> , <i>H. flava</i> , <i>Baetis buceratus</i> , <i>B. niger</i> , <i>B. tracheatus</i> , <i>B. digitatus</i> .
<i>Baetis rhodani</i>		5			5			<i>Baetis vernus</i> , <i>Cloeon dipterum</i> , <i>C. simile</i> , <i>Serratella ignita</i>	<i>Kageronia fuscogrisea</i> , <i>H. flava</i> , <i>Baetis buceratus</i> , <i>B. niger</i> , <i>B. tracheatus</i> , <i>B. digitatus</i> .
<i>Heptagenia sulphurea</i>		5			5			<i>Baetis vernus</i> , <i>Cloeon dipterum</i> , <i>C. simile</i> , <i>Serratella ignita</i>	<i>Kageronia fuscogrisea</i> , <i>H. flava</i> , <i>Baetis buceratus</i> , <i>B. niger</i> , <i>B. tracheatus</i> , <i>B. digitatus</i> .

†functionele gegevens ontbreken voor deze soort in www.freshwaterecology.info, data en vergelijking gebaseerd op database Tachet et al. (2000).

De volgende stap in het stappenplan is dan ook het vaststellen van de functionele rollen van zowel de verdwenen/ontbrekende soorten als de soorten die deel uit maken van de regionale soortenpoule. Een vergelijking tussen de functionele rollen van aanwezige en ontbrekende soorten laat zien waar de grootste winst gehaald kan worden wat betreft het verbeteren van het functioneren van het ecosysteem. Per soort wordt gekeken binnen welke functionele voedingsgroepen deze valt en hoe de relatieve verdeling is over de voedingsgroepen. De verdeling wordt vervolgens vergeleken met die van de soorten die nog aanwezig zijn binnen de regionale soortenpoule. Wanneer er soorten verdwenen zijn met een functioneel profiel dat afwijkt van de nog aanwezige soorten, dan is dit een goede kandidaat voor herintroductie, met name vanuit het oogpunt van niche segregatie en facilitatie tussen soorten (zie hoofdstuk 1). Het innemen van een rol die nog niet bezet is (niche segregatie) of een rol waarvan de al aanwezige soorten kunnen profiteren (facilitatie) leidt namelijk tot het efficiënter verlopen van ecosysteemprocessen. In tweede instantie zouden ook soorten met een vergelijkbare functionele rol kunnen worden geherintroduceerd (het 'verzekeringseffect' van biodiversiteit, zie hoofdstuk 1), zodat deze schommelingen in milieuomstandigheden kunnen opvangen. Een voorbeeld hiervan is twee soorten met dezelfde functionele rol maar een andere tolerantie voor een lage stroomsnelheid. In jaren met een lage afvoer is de minder rheofiele soort in het voordeel en daardoor zeer succesvol, terwijl in jaren met hogere afvoeren dit omgekeerd is. Ondanks de wisseling in populatiegrootte tussen de soorten blijft de ecosysteemfunctie die vervuld wordt door de soorten ongewijzigd. Echter, wanneer deze schommelingen in milieuomstandigheden niet voldoende optreden, bestaat het risico dat er concurrentie tussen soorten met dezelfde rol ontstaat na het uitzetten. De eerste optie wordt daarom geprefereerd boven de tweede.

Een verdere prioritering kan worden aangebracht op basis van voorkomen/biomassa van de geselecteerde soorten. Diegene die onder gunstige omstandigheden in grote aantallen voorkomen en/of een hoge biomassa bereiken, hebben over het algemeen een grotere invloed op het functioneren van het beekecosysteem en verdienen de voorkeur boven soorten die heel schaars zijn binnen de levensgemeenschap, omdat het effect van herintroductie bij de eerste groep groter is, in ieder geval op de korte termijn.

Voorbeeld stap 2

Voor de soorten die niet meer waargenomen zijn na 1980 is bepaald welke functionele rol deze soorten vervullen binnen het beekecosysteem op basis van hun verdeling over de functionele voedingsgroepen (www.freshwaterecology.info; Tabel 3.3). Daarnaast is gekeken welke functioneel analoge soorten wel aanwezig waren en welke voor het beektype kenmerkende soorten nooit zijn waargenomen maar wel dezelfde functionele rol vervullen.

Binnen de kokerjuffers bleken 19 soorten niet meer te zijn waargenomen in het studiegebied na 1980. Hiervan hadden 3 soorten een functionele rol die niet gelijk was aan soorten die nog na 1980 waren waargenomen, namelijk *Hydroptila sparsa*, *Oligostomis reticulata* en *Lepidostoma hirtum*. Er waren 12 voor het beektype kenmerkende soorten die wel dezelfde rol vervulden als de verdwenen soorten maar nooit waren waargenomen. De enige van deze 12 soorten waarvan een soort met een analoge rol nog wel aanwezig was, bleek *Lepidostoma basale* te zijn, die dezelfde functionele rol vervult in het beeksysteem als *Lepidostoma hirtum*. Binnen de steenvliegen waren 3 soorten niet meer waargenomen na 1980, die allemaal een functionele rol vervulden die niet analoog was aan een nog aanwezige soort. De haftenfauna bevatte 4 soorten die niet meer waren waargenomen in het studiegebied na 1980. Geen enkele van deze soorten vervulde een unieke functionele rol. Voor de soorten met een unieke functionele rol die niet meer na 1980 zijn waargenomen en de voor het beektype kenmerkende, maar nooit waargenomen soorten met een analoge functie in het ecosysteem is de talrijkheid in Nederland bekeken. Reden hiervoor is dat er op basis van functie wel soorten geselecteerd kunnen worden voor herintroductie, maar dat er van deze soorten ook nog geschikte bron- of donorpopulaties met hoge dichtheden beschikbaar moeten zijn. Op basis van de gegevens in de database Limnodata Neerlandica zijn de maximaal waargenomen dichtheden bepaald op basis van een 5m-standaardnet macrofaunamonster (Tabel 3.4). Deze gegevens zijn aangevuld met gegevens uit losse publicaties. Ook is het aantal monsterpunten gegeven waar

larven van deze soorten in Nederland zijn gevonden. Twee soorten vervullen een unieke functionele rol en kunnen op geschikte plekken zeer hoge dichtheden bereiken (gemiddelde abundantie in een 5m-netmonster in beektypen R04 en R05 is 1261 individuen; Limnadata Neerlandica, n = 9245 monsters): de kokerjuffers van het genus *Hydroptila* en *Lepidostoma basale*. Gezien het onduidelijke verspreidingsbeeld van de *Hydroptila*-kokerjuffers, als gevolg van determinatieproblemen, is dit geen geschikt taxon voor herintroductie, waardoor er maar 1 potentiële kandidaat overblijft voor het doel-beekstelsel: *Lepidostoma basale*. Er zijn geen waarnemingen van deze soort in het doel-beekstelsel, maar de beek valt wel binnen het (oorspronkelijke) areaal van de soort. Het verspreidingsgebied van *L. basale* in Nederland is sterk gekrompen. Uit het verleden zijn waarnemingen bekend van het Rijk van Nijmegen en uit Drenthe (Higler 2008a). Dit is overigens een wijder verbreid fenomeen: ook in Duitsland en Groot-Brittannië neemt de soort af (Hoffmann 2000). Daarnaast is de soort zeer kenmerkend voor het beektype waartoe de Heelsume beek behoort en de soort vervult dezelfde functionele rol als de soort die wel in het verleden is waargenomen: *Lepidostoma hirtum*.

Tabel 3.4: Talrijkheid van de niet meer na 1980 in het studiegebied waargenomen soorten met een unieke functionele rol en van de soorten die dezelfde rol vervullen maar die nooit zijn waargenomen in het studiegebied. Zeldzaamheidsklassen naar Nijboer en Verdonschot (2001): zeer zeldzaam waargenomen op 0-12 locaties, zeldzaam 13-43, schaars 44-128, algemeen 129-342, zeer algemeen 343-1032 en talrijk >1032.

Table 3.4: Abundance of the species not recorded in the study area after 1980 with an unique functional role and those species which are functional analogous to these species but which have not been recorded in the study area. Rarity classes are based on Nijboer and Verdonschot (2001): very rare recorded at 0-12 sites, rare 13-43, scarce 44-128, common 129-342, very common 343-1032 and >1032 extremely common.

Soort	Maximaal aantal larven per monster	Zeldzaamheidsklasse	Opmerkingen
<u>Trichoptera</u>			
<i>Hydroptila sparsa</i>	≤ 460?	≤ algemeen?	Determinatie larven niet mogelijk (Waringer & Graf 2011), verspreiding onduidelijk
<i>Hydroptila cornuta</i>	≤ 460?	≤ algemeen?	Determinatie larven niet mogelijk (Waringer & Graf 2011), verspreiding onduidelijk
<i>Oligostomis reticulata</i>	5	zeer zeldzaam	recente waarnemingen in Noord-Brabant (Tempelman et al. 2011)
<i>Lepidostoma hirtum</i>	92	zeer zeldzaam	
<i>Lepidostoma basale</i>	1164	zeldzaam	
<u>Plecoptera</u>			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	nooit gevonden	zeer zeldzaam	Verdwenen (Koese 2008)
<i>Protonemura meyeri</i>	0	zeer zeldzaam	Verdwenen (Koese 2008)
<i>Isoperla grammatica</i>	0	zeer zeldzaam	Verdwenen (Koese 2008)

3.4 Autoecologie geselecteerde soorten (stap 3)

Achtergrondkennis van de biologie en ecologie van de te herintroduceren soorten is essentieel bij het opzetten van een herintroductie. Elke onzekerheid hierin is namelijk een potentieel risico. Bronnen van informatie kunnen wetenschappelijke publicaties en rapporten zijn en informatie kan worden ingewonnen bij experts op het gebied van de diergroep. Tabel 3.5 geeft een overzicht van de belangrijkste onderdelen. Op basis van de kennis van de biologie en ecologie kunnen potentiële knelpunten worden geïdentificeerd in het doelsysteem. Het systeem- en habitatgeschiktheidsmodel (Verdonschot en Verdonschot 2013) geeft de eisen van de soort weer.

Tabel 3.5: Kennis van de biologie en ecologie van de te herintroduceren soorten moet de volgende onderdelen omvatten (IUCN 2013).

Table 3.5: Knowledge on the biology and ecology of species selected for reintroduction should contain the following components (IUCN 2013).

Biologie	Ecologie
Reproductie	Abiotische habitateisen
Paargedrag	Biotische habitateisen
Fysiologische en morfologische aanpassingen	Intraspecifieke variatie populaties
Groei en ontwikkeling	Aanpassingen aan lokale omstandigheden
Populatiedynamiek	Fenologie
	Dispersie
	Interspecifieke relaties: voedsel, predatie, ziekten en parasieten, commensale organismen

Tabel 3.6: Biologie en ecologie van *Lepidostoma basale*.

Table 3.6: Biology and ecology of Lepidostoma basale.

Biologie	Ecologie
<u>Reproductie</u> Vrouwtjes zetten in meerdere batches eieren af, vaak ongeveer 163 per batch tot een totaal tussen de 365-533. Dit gebeurt s nachts. Vliegend boven wateroppervlak dipt vrouwtje het achterlijf in het water en zet de eieren af. Eieren worden ingevangen door hout en wortels in de beek.	<u>Abiotische habitateisen</u> Ei-Larve-pop: Langzaam tot matig stromende boven tot benedenlopen met structuren (houtig materiaal, stenen) in het water. Hout van <i>Alnus</i> , <i>Salix</i> , <i>Fagus</i> , <i>Corylus</i> , <i>Quercus</i> en <i>Platanus</i> komt in aanmerking als geschikt substraat, naaldhout niet. Structuren nodig voor eieren en poppen, larve kan ook in bladpatches leven. Hoogste dichtheden in beken met een natuurlijke morfologie. Verpopping in enorme aggregaties op dood hout, boomwortels of stenen. Larven en poppen optimale stroomsnelheid: 15 cm/s, max circa 30 cm/s.
	Hydromorfologie-indicator; zowel gevoelig voor stagnatie en de daarmee gepaard gaande verslibbing van habitats als voor piekafvoeren wanneer er niet voldoende beschermende wortels of hout in beek ligt. Eisen aan watertemperatuur: T verpopping tussen 7.7-25°C, optimaal bij 12.5-15°C Adult: Bomen langs de beek, vooral <i>Alnus</i> . Volwassen dieren leven in boomkruinen.

Biologie [vervolg]	Ecologie
<u>Paargedrag</u> Mannetjes zwermen boven bomen langs de oever, vooral Els en balsen voor het vrouwtje voordat tot paring wordt overgegaan. Dieren vinden elkaar door middel van feromonen.	<u>Biotische habitateisen</u> Aanwezigheid van bladluizen of andere bron van suiker voor volwassen dieren
<u>Fysiologische en morfologische aanpassingen</u> Volwassen dieren leven langer bij een lagere luchttemperatuur (tot 44 dagen bij 5°C) en zijn daarmee dus afhankelijk van beschaduwing door bomen. Wanneer ze zich kunnen voeden, wordt ook hun levensduur verlengd.	<u>Intraspecifieke variatie populaties</u> Geen aanwijzingen voor, fenologie en habitateisen door heel Europa gelijk. Komt binnen Europa wijd verbreid voor.
<u>Groei en ontwikkeling</u> Univoltien met twee cohorten, voorjaar en zomer.	<u>Aanpassingen aan lokale omstandigheden</u> Geen aanwijzingen voor, habitateisen overal gelijk.
<u>Populatiedynamiek</u> Onder gunstige omstandigheden kunnen zeer hoge dichtheden larven/m ² voorkomen.	<u>Fenologie</u> 1 generatie per jaar, univoltien, 2 cohorten larven, larven overwinteren. Adulte vliegtijd mei tot augustus. In Nederland piek in juni.
	<u>Dispersie</u> Benedenstroomse drift door eerste stadia larven. Voor adult is een afstand van 3km vastgesteld.
	<u>Interspecifieke relaties</u> Voedsel larve: hout, blad, bacteriën, schimmels. Adult: voeden zich o.a. met honingdauw van bladluizen. Belangrijkste predator: vis, door grote biomassa belangrijke prooi. ziekten en parasieten: geen aanwijzingen in literatuur. commensale organismen: <i>epizoic peritrich ciliates</i> ; deze komen ook op andere macrofauna voor.

Voorbeeld stap 3

Lepidostoma basale (synoniem *Lasiocephala basalis*) is een goed onderzochte kokerjuffersoort (Hoffmann 2000; Waringer en Graf 2011). In tabel 3.6 wordt de biologie en ecologie beschreven. Door de binding met hout in en langs het water, afhankelijkheid van een stabiele hydrologie en relatief lage watertemperaturen kan de soort worden beschouwd als een 'ambassadeur' voor beken in een goede natuurlijke toestand. Er is voor de soort een habitat- en systeemgeschiktheidsmodel (HSGM) opgesteld (Tabel 3.7). In het model wordt voor elke sleutelfactor (een factor die een bepaalde kritische habitateis inhoudt) die uit de autoecologische literatuurgegevens is gedestilleerd de range of waarde gegeven. Een verdere toelichting op HSGM's is te vinden in Verdonschot en Verdonschot (2013).

Tabel 3.7: Habitat- en systeemgeschiktheidsmodel voor *Lepidostoma basale*. Nummers geven sturende factoren weer. Kleuren geven geschiktheid aan binnen bepaalde range of waarde: rood = niet geschikt, geel = matig geschikt (soort handhaaft zich, maar omstandigheden suboptimaal), groen = geschikt.

Table 3.7: Habitat-suitability-model for *Lepidostoma basale*. Numbers indicate the key factors and colors depict its suitability range: red = not suited, yellow = moderately suited (species survives, but habitat conditions are suboptimal, green = suited).

Nr.	Parameter	Waarde					
1	Dimensies	bron	bovenloop	middenloop	benedenloop	riviertje	rivier
2	Stagnatie of zeer lage stroomsnelheid ($v < 5$ cm/s; in de stroomdraad)	ja	nee				
3	Piekafvoeren > 1 per jaar (overschrijding mediane jaarafvoer $>$ factor 4)	ja	Nee				
4	Maximum watertemperatuur mei-juni (popfase Nederland) ($^{\circ}\text{C}$)	< 8	8-12.5	12.5-15	15-25	> 25	
5	Beschikbaarheid vast substraat	Afwezig	stenen			Stammen, takken, wortels	
6	Houtige vegetatie langs beekoevers	Geen bomen of naalddhout	<i>Salix</i> , <i>Fagus</i> , <i>Corylus</i> , <i>Quercus</i> en <i>Platanus</i> , mogelijk ook andere loofbomen			<i>Alnus</i>	

3.5 Toetsen doelsysteem (stap 4)

Het voor de te introduceren soort ontwikkelde systeem- en habitatgeschiktheidsmodel kan vervolgens worden toegepast op het beekstelsysteem, zodat eventuele knelpunten geïdentificeerd kunnen worden voordat dieren uitgezet worden. Wanneer deze knelpunten niet oplosbaar zijn, dan is het traject simpelweg niet geschikt voor de introductie van de desbetreffende soort. Uiteraard is kennis van het systeem, gebaseerd op meerdere jaren aan data, hierbij van cruciaal belang.

Voorbeeld stap 4

In tabel 3.8 wordt het habitatgeschiktheidsmodel toegepast op het doel-beekstelsysteem. Er is veel data beschikbaar voor het beekstelsysteem door regelmatige (per seizoen tot maandelijks) metingen van Waterschap Vallei en Veluwe en het vroegere Waterschap Vallei en Eem. Telkens zijn de waarden over een periode van 5 jaar bestudeerd. Hieruit komt naar voren dat de Heelsumse beek de laatste periode geschikt was voor *L. basale*. Eerdere perioden was stagnatie een knelpunt in het systeem. Waarschijnlijk is het verdwijnen van de perioden met stagnatie het gevolg van de gestegen afvoer gedurende de laatste jaren.

Tabel 3.8: Omstandigheden in het doel-beekstelsysteem, de Heelsumse beek op meetpunt $x=206.383$, $y=350.463$. Parameters zijn gebaseerd op het systeem- en habitatgeschiktheidsmodel voor de soort. Kleuren geven de geschiktheid per parameter aan: groen=geschikt, geel=matig geschikt, rood= niet geschikt. De minimale stroomsnelheid en maximum watertemperatuur in april-juni (popfase) zijn gebaseerd op maandelijkse of seizoensmetingen. De piekafvoerfrequentie is gebaseerd op meetstuwgegevens per half uur. g.g. geen gegevens.

Table 3.8: Conditions in the target system, the stream Heelsumse beek at location $x=206.383$, $y=350.463$. Factors used in the table are based on the habitat-suitability-model for the species. Colors indicate suitability of the key factors: red = not suited, yellow = moderately suited, green = suited. Minimum current velocity and maximum water temperature in April-June (pupal-phase) are based on monthly measurements. The frequency of peak discharges is based on measurements with 30-minute intervals. g.g. no data.

Periode	Parameters habitat- en systeemgeschiktheidsmodel					
	Dimensies	Stagnatie V_{min}	Piekafvoerfreq.	Watertemperatuur T_{max}	Substraten	Houtige vegetatie
2000-2004	boven-middenloop	0	g.g.	13.1	wortels, takken, stenen aanwezig	Strook met <i>Alnus</i> , <i>Salix</i> en <i>Quercus</i>
2004-2008	boven-middenloop	2	g.g.	13.7	wortels, takken, stenen aanwezig	Strook met <i>Alnus</i> , <i>Salix</i> en <i>Quercus</i>
2009-2013	boven-middenloop	8	2 in 5 jaar; (niet beide in 1 jaar)	13.2	wortels, takken, stenen aanwezig	Strook met <i>Alnus</i> , <i>Salix</i> en <i>Quercus</i>

3.6 Vaststellen van de huidige verspreiding soort en selectie bronpopulatie (stap 5)

Het is belangrijk een goed beeld te hebben van de beken of stroomgebieden waar de soorten nog voorkomen voordat ze geïntroduceerd worden. Kanttekening hierbij is dat de huidige locaties waar een soort nog gevonden wordt niet automatisch het optimale habitat hoeft te beschrijven (IUCN 2013). Een soort kan immers teruggedrongen zijn naar plekken met suboptimale omstandigheden nadat het oorspronkelijke habitat gedegradeerd is.

Als de vindplaatsen bekend zijn, moet per locatie een inschatting gemaakt worden van de populatiegrootte. Hiervoor kunnen in eerste instantie de standaardnetmonsters gebruikt worden die genomen zijn door waterbeherende instanties in het kader van routinematige monitoring van macrofauna. Beekmacrofauna kan worden beschouwd als abundant bij een dichtheid in een standaardnetmonster van >5 individuen (Nijboer en Schmidt-Kloiber 2004). Echter, het aantal exemplaren in een standaardnetmonster en de dichtheid in het veld zijn niet één op één uitwisselbaar. Wanneer er honderden dieren in een standaardnetmonster worden gevonden kan er vanuit gegaan worden dat dit een dominante soort in het beekstelsysteem is, maar meestal zijn de aantallen lager. De dichtheid waargenomen in een standaardnetmonster is soms lager dan de dichtheid die in werkelijkheid aanwezig is. Dit heeft verschillende redenen. Ten eerste komt macrofauna pleksgewijs voor, meestal in aggregaties in geschikt habitat, en fluctueren de aantallen

van jaar tot jaar, waardoor trefkans een belangrijke rol speelt. Ten tweede laten sommige soorten zich moeilijk vangen met een net, bijvoorbeeld omdat ze leven in moeilijk bereikbare habitats (bijvoorbeeld in de oever tussen boomwortels) of omdat ze erg mobiel zijn. Ten derde is het zo dat een standaardnetmonster uit deelmonsters van verschillende habitats bestaat (mengmonster), waardoor soorten met een specifieke habitatvoorkeur onderbemonsterd worden ten opzichte van een situatie waarin alleen dat specifieke habitat bemonsterd zou worden. Een gerichte zoekactie in geschikt habitat kan dan ook grotere aantallen opleveren dan de reguliere monitoringsdata. Anderzijds kan het ook omgekeerd zijn, wanneer net een aggregatie van een soort wordt bemonsterd, kunnen de werkelijke dichtheden ook lager liggen. Daarnaast kan een plek het ene jaar hoge aantallen bevatten, terwijl in andere jaren de aantallen vele malen lager liggen. Dit soort fluctuaties in populatiegrootte komen vaak voor bij ongewervelden. Kortom, wanneer een potentieel kansrijke locatie is geselecteerd op basis van in het verleden verzamelde data, moet deze altijd gevolgd worden door een veldbezoek om de data te valideren.

De populatiegrootte van de bronpopulatie is een belangrijke parameter, omdat de herintroductie niet mag leiden tot een aantasting van de levensvatbaarheid van de bronpopulatie (IUCN 2013). Daarom kunnen als potentiële bronlocaties alleen plekken gebruikt worden waar de soort talrijk is. Des te groter de dichtheid aan individuen, des te kleiner is de kans dat het verzamelen van individuen voor herintroductie effect heeft op de levensvatbaarheid van de populatie, zoals door Resh (1977) gedemonstreerd voor kokerjuffers. Met name kleine populaties in zeer specifieke habitats zijn kwetsbaar wanneer grote aantallen individuen worden verwijderd. Voor rivierkreeften – waarover veel kennis is i.v.m. de commerciële waarde – wordt gesteld dat de duurzaamheid van de populatie niet wordt aangetast wanneer hoogstens 10% van de totale populatie per jaar gevangen wordt en alleen dieren verzameld worden uit populaties die bestaan uit tenminste enkele duizenden exemplaren (Schulz et al. 2002). Bij succesvolle translocaties van ongewervelden uit het verleden (inclusief terrestrische) werden meestal enkele honderden tot duizend larven/nimfen of volwassen dieren uitgezet op een locatie (Duffey 1977; Sint en Füreder 2004; Hochkirch et al. 2007; Willis et al. 2009; Thompson 2010). Meestal werden circa 500 exemplaren gebruikt. Wanneer het ging om eieren, waren de aantallen vele malen hoger, binnen een range van 1000-10.000 eieren per locatie (Rupprecht 2009). Uitgaande van de 10% regel voor kreeften en 500 individuen om uit te zetten op de doellocatie moet de totale populatie dus 5000 individuen bevatten.

Bij de keuze van de bronpopulatie(s) moet rekening gehouden worden met eventuele intraspecifieke verschillen tussen lokale populaties (IUCN 2013). Wanneer van een soort bekend is dat dit het geval is, dan kan het beste gebruik gemaakt worden van bronpopulaties uit hetzelfde hoofdstroomgebied afkomstig van plekken met vergelijkbare milieuomstandigheden (Olden et al. 2011). Wanneer een potentiële bronpopulatie geïsoleerd ligt van andere populaties kan het zo zijn dat de te herintroduceren dieren weinig gevarieerd genetisch materiaal hebben. Dit levert twee potentiële risico's op als deze dieren geherintroduceerd worden: 1.) inteelt ('inbreeding depression'), waardoor overleving en reproductiesucces op de langere termijn in gevaar komen, 2.) te weinig genetische variatie om zich aan te passen aan veranderingen in milieuomstandigheden. Het gebruiken van meerdere bronlocaties kan een oplossing zijn voor deze problemen. Echter, wanneer de populaties genetisch te sterk van elkaar verschillen, bijvoorbeeld wanneer de geografische afstand tussen de populaties groot is of er sprake is van langdurige isolatie, verhoogt dit weer de kans op genetische incompatibiliteit tussen de verschillende lijnen ('genetic outbreeding depression').

De beste strategie lijkt het selecteren van meerdere bronlocaties binnen hetzelfde hoofdstroomgebied die qua milieuomstandigheden lijken op de herintroductielocatie. Op deze manier worden de effecten van een incompatibiliteit tussen lokale aanpassingen in de bronpopulaties en de situatie op de uitzetlocatie geminimaliseerd. Een herintroductie van beekschaatsenrijder (*Aquarius najas*) in 90 beken in Finland liet zien dat het gebruiken van dieren uit twee bronpopulaties, die genetisch van elkaar verschilden maar uit dezelfde regio kwamen, meer succesvolle vestigingen opleverde dan het introduceren van dieren uit één bronpopulatie (Ahloth et al. 2003).

Voorbeeld stap 5: vaststellen van de huidige verspreiding soort en selectie bronpopulatie

De verspreiding van *L. basale* in Nederland wordt gekenmerkt door twee kernen: i) de snelstromende laaglandbeken van midden Limburg met een grote populatie in het Meinweg-gebied en vindplaatsen in de Kroonbeek en de Swalm, ii) een tweede kern ligt in Zuid Limburg, waar de soort wijd verspreid in de heuvellandbeken in het stroomgebied van de Geul voorkomt. Voor 1980 is de soort ook gevonden in noord Limburg en Drenthe (Higler 2008). De eigenschappen van de beektrajecten waar het zwaartepunt van de verspreiding van de soorten ligt zijn vergeleken met de systeem- en habitatgeschiktheidsmodellen opgesteld op basis van de literatuur (Tabel 3.9).

Uitgaande van het gebruik van de vindplaatsen met de hoogste aantallen als bronlocaties (Rode Beek) kan op basis van de in het verleden uitgevoerde Gewässerstrukturgütekartierung door waterschap Roer en Overmaas een schatting gemaakt worden van de totale populatiegrootte. Voor de Rode beek komt dit neer op 6000 m beeklengte potentieel habitat in Nederland (totale beeklengte 8600m) en een onbekende lengte in Duitsland. De gemiddelde dichtheid per 5 m-standaardnetmonster is 107,54 individuen ($n = 28$, standaard deviatie = 229,78). Er van uitgaande dat de dieren zich met name in de oeverzone ophouden, komt dit neer op een gemiddelde totale populatiegrootte van $((2 \times 6000\text{m}) / 5\text{m}) \times 107.54$ individuen = 258.086 individuen in het Nederlandse deel. Er kunnen dus maximaal — uitgaande van de 10% regel — 25.809 exemplaren verzameld worden zonder de populatie schade te berokkenen. Kortom, er kunnen veel dieren verzameld worden van deze soorten zonder de populatie aan te tasten.

Het gebruiken van verschillende populaties uit een hoofdstroomgebied is voor de geselecteerde soort niet mogelijk zonder dieren van buiten Nederland te gebruiken. Voor *L. basale* zijn er twee populaties te onderscheiden; één geïsoleerde populatie in de Meinweg en een veel meer verbreide populatie in Zuid-Limburg. Gezien de grote habitatverschillen tussen de beken in Zuid-Limburg en beken in de rest van Nederland is het niet wenselijk om dieren uit Zuid-Limburg te gebruiken. In hoeverre de populatie in de Meinweg verbonden is met andere populaties in Duitsland is onduidelijk. In Duitsland komt de soort in ieder geval wijd verbreid voor.

3.7 Inschatting kans op meeliften ongewenste soorten (stap 6)

Wanneer herintroductie plaatsvindt met direct uit een beek verzameld materiaal (eieren, larven, poppen) is het belangrijk goed te weten wat er overgezet wordt van de ene naar de andere beek. Het kan namelijk zijn dat ongewenste soorten meeliften met het verzamelde materiaal, bijvoorbeeld bepaalde exoten. De kans hierop neemt toe wanneer complete standaardnet- of Surber-monsters of gekoloniseerde kunstmatige substraten worden verplaatst van de ene naar de andere beek, omdat in die gevallen nooit precies bekend is welke soorten en aantallen in het monster aanwezig waren.

Uit de gegevens in de Limnodata Neerlandica blijkt dat er 30 soorten exoten in bronnen, boven-, midden- en benedenlopen van beken kunnen worden aangetroffen van de in totaal 67 in Nederland aangetroffen exoten (Tabel 3.10). In alle beektypen zijn exoten gevonden, maar wateren met sterk sturende milieufactoren en/of een hogere mate van isolatie bevatten minder exoten, zoals bronnen, droogvallende beken en snelstromende en zure systemen (Verdonschot & Verdonschot 2014). Het vaakst worden de slakken *Potamopyrgus antipodarum* en *Physella acuta*, de waterpissebed *Proasellus coxalis*, de vlokreeften *Crangonyx pseudogracilis* en *Gammarus tigrinus* en de platworm *Dugesia tigrina* in monsters aangetroffen. Veel van de andere soorten komen lokaal voor.

Wanneer een geschikt bronsysteem is gevonden, is het dus raadzaam om op basis van bestaande monsters te onderzoeken welke exoten er zijn aangetroffen. Deze lijst kan vervolgens vergeleken worden met de soortensamenstelling in het beoogde doelsysteem. Blijkt dat in het bronsysteem exoten voorkomen die niet aanwezig zijn in het doelsysteem, dan moeten extra

voorzorgsmaatregelen worden genomen bij het verzamelen van de te herintroduceren soorten. Hierbij moet gedacht worden aan bijvoorbeeld exemplaren individueel overzetten in transportemmers gevuld met vooraf gezeefd water uit de beek. Voor uitheemse rivierkreeften geldt een uitzetverbod (Visserijwet 1963, art. 28a Uitvoeringsregeling visserij) en is het wettelijk niet toegestaan deze dieren over te zetten tussen beken.

Voorbeeld stap 6

Op basis van 5 m-standaardnetmonsters afkomstig van zowel het bron- (38 monsters, sinds 1980) als het doelsysteem (28, sinds 1991) kan worden gesteld dat in beide beken exoten voorkomen. In zowel de Rode beek (1 monster) als de Heelsumse beek (13 monsters) is de waterpissebed *Proasellus coxalis* gevonden en in de Heelsumse beek ook nog het slakje *Potamopyrgus antipodarum* (1 monster). Er is in dit geval dus geen risico voor een ongewenste introductie van een exoot tijdens de herintroductie.

Tabel 3.9: Karakteristieken van de vindplaatsen van *Lepidostoma basale* in Limburg. Per beek is de locatie met de hoogste dichtheid geselecteerd. Parameters zijn gebaseerd op het habitat- en systeemgeschiktheidsmodel voor de soort. Kleuren geven de geschiktheid per parameter aan: groen=geschikt, geel=matig geschikt, rood= niet geschikt. Minimale stroomsnelheid en maximum watertemperatuur mei-juni (popfase) zijn gebaseerd op maandelijkse of seizoensmetingen.

Table 3.9: Characteristics of the sites where *Lepidostoma basale* is present in the province of Limburg. Per stream the site with the highest density of the species is selected. Factors used in the table are based on the habitat-suitability-model for the species. Colors indicate suitability of the key factors: red = not suited, yellow = moderately suited, green = suited. Minimum current velocity and maximum water temperature in April-June (pupal-phase) are based on monthly measurements.

x	y	Beek	Dimensies	Dichtheid (max. #5-m ⁻¹)	Lengte meetreeks	Stagnatie v _{min} (cm.s ⁻¹)	T _{max} mei-juni (°C)	Bomen langs oever
206.383	350.463	Rode beek	Bovenloop	1164	2010-2010	20	16.3	Bos
190.567	315.343	Geul	Midden/ benedenloop	178	1987-2009	30	16.0	Strook
198.150	310.090	Zieversbeek	Bovenloop	84	1987-2009	10	15.0	Strook
196.400	312.180	Selzerbeek	Bovenloop	39	1984-2009	1	17.3	Strook
192.410	308.840	Terzieterbeek	Bovenloop	37	1984-2009	10	17.0	Strook
190.790	314.450	Gulp	Bovenloop	24	1980-2009	20	15.9	Strook
193.220	311.895	Mechelderbeek	Bovenloop	8	2006-2009	10	14.5	Strook
193.530	308.270	Belleterbeek	Bovenloop	6	2000-2009	10	13.0	Strook
191.390	314.710	Eijserbeek	Bovenloop	5	1998-2010	1	16.7	Strook

Tabel 3.10: Monsterlocaties in Nederlandse beken waar exoten zijn aangetroffen op basis van de Limnodata Neerlandica. KRW-watertypen: R01: Droogvallende bron, R02: Permanente bron, R03: Droogvallende langzaam stromende bovenloop op zand, R04: Permanente langzaam stromende bovenloop op zand, R05: Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand, R11: Langzaam stromende bovenloop op veenbodem, R12: Langzaam stromende midden-benedenloop op veenbodem, R13: Snelstromende bovenloop op zand, R14: Snelstromende midden-benedenloop op zand, R17: Snelstromende bovenloop op kalkhoudende bodem, R18: Snelstromende midden-benedenloop op kalkhoudende bodem.

Table 3.10: Total number of sites containing non-indigenous species based on the Limnodata Neerlandica database for the different stream types in the Netherlands. Dutch WFD-stream types: R01: intermittent spring, R02: permanent spring, R03: intermittent slowly flowing upper course on sandy soil, R04: permanent slowly flowing upper course on sandy soil, R05: slowly flowing middle-lower course on sandy soil, R11: slowly flowing upper course on peat soil, R12: lowly flowing middle-lower course on peat soil, R13: fast flowing upper course on sandy soil, R14: fast flowing middle-lower course on sandy soil, R17: fast flowing upper course on chalk rock, R18: fast flowing middle-lower course on chalk rock.

Soort	Hoofdgroep	KRW watertype											Totaal aantal locaties
		R01	R02	R03	R04	R05	R11	R12	R13	R14	R17	R18	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Gastropoda	1	8	12	203	273	6	4	21	6	27	9	570
<i>Proasellus coxalis</i>	Isopoda	2	3	17	167	227	7	14	21	17	29	9	513
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	Amphipoda		1	19	115	218		22		2		2	379
<i>Physella acuta</i>	Gastropoda	1		14	83	164	4	6	6	2	3	2	285
<i>Gammarus tigrinus</i>	Amphipoda			4	35	143		9		4			195
<i>Dugesia tigrina</i>	Tricladia			3	19	134		4	1	1	4	2	168
<i>Orconectes limosus</i>	Decapoda				13	56		3	1	3		1	77
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	Oligochaeta			3	18	35		6		2			64
<i>Dreissena polymorpha</i>	Bivalvia			2	7	44		5		1			59
<i>Corbicula fluminea</i>	Bivalvia				4	21		2		7			34
<i>Branchiura sowerbyi</i>	Oligochaeta			1	6	18		7		1			33
<i>Limnomysis benedeni</i>	Mysida				4	24		4		1			33
<i>Ferrissia fragilis</i>	Gastropoda				5	16		4	1				26
<i>Atyaephyra desmaresti</i>	Decapoda			1	2	13		1		2			19
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Amphipoda				2	6		1					9
<i>Stenopelmus rufinus</i>	Coleoptera				4	3		1					8
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Amphipoda				1	2		1	1				5
<i>Menetus dilatatus</i>	Gastropoda					3		2					5

Soort [vervolg]	Hoofdgroep	R01	R02	R03	R04	R05	R11	R12	R13	R14	R17	R18	Totaal aantal locaties
<i>Hemimysis anomala</i>	Mysida				1	3							4
<i>Lithoglyphus naticoides</i>	Gastropoda					4							4
<i>Musculium transversum</i>	Bivalvia					3		1					4
<i>Orchestia cavimana</i>	Isopoda				2	1						1	4
<i>Caspiobdella fadejewi</i>	Hirudinea									3			3
<i>Branchiodrilus hortensis</i>	Oligochaeta							2					2
<i>Chelicorophium robustum</i>	Amphipoda				2								2
<i>Corbicula fluminalis</i>	Bivalvia				1								1
<i>Gyraulus parvus</i>	Gastropoda				1								1
<i>Hypania invalida</i>	Polychaeta					1							1
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Decapoda					1							1
<i>Procambarus clarkii</i>	Decapoda				1								1
Totaal aantal locaties bemonsterd		12	115	209	1079	1102	27	56	109	25	180	28	
Totaal aantal exoten per watertype		3	3	10	23	24	3	20	7	14	4	7	
Aandeel monsters met exoten (%)		16.7	9.6	25.4	41.4	57.8	44.4	66.1	32.1	80.0	27.0	46.4	

4 Voorbereiding van de uitvoering: praktische aspecten en methodische onderbouwing (fase 3)

4.1 Introductie

Dit hoofdstuk behandelt stap voor stap de technische voorbereiding van het uitzetten van de kokerjuffer *L. basale* in het doelsysteem de Heelsumse beek. Aan de hand van veldbemonsteringen, experimenten en de veldexperimentele introductie is bepaald hoe de startpopulatie verzameld moet worden, welke verliezen verwacht kunnen worden en hoe deze dieren in het doelsysteem moeten worden ingebracht. Tabel 4.1 geeft een overzicht van de deelonderzoeken die hieraan ten grondslag liggen.

Tabel 4.1: *Onderzoeken uitgevoerd ten behoeve van de methodische onderbouwing van het uitzetten van macrofauna.*

Table 4.1: Research conducted to underpin the practical aspects of an introduction of macroinvertebrates in restored streams.

Onderdeel	Paragraaf	Geeft antwoord op de vraag
Veldonderzoek Rode Beek	4.3	• Wat is de trefkans van doelsoorten in verschillende microhabitattypen wanneer gebruik gemaakt wordt van reguliere bemonsteringsmethode? • Hoeveel verlies treedt er op tijdens bemonstering, transport en opslag? • Is gericht handmatig verzamelen een alternatief voor de reguliere bemonsteringsmethode?
Laboratoriumexperiment biotische interacties en milieuomstandigheden	4.4	• Hoeveel individuen overleven tot volwassenheid wanneer ze in een bestaande levensgemeenschap worden geplaatst? • Wat is de invloed van heterogeniteit in milieuomstandigheden op deze overleving?
Laboratoriumexperiment inbrengen macrofauna	4.5	• Welke manier van inbrengen leidt tot de kleinste verliezen als gevolg van drift? • Heeft het habitat invloed op deze verliezen?
Veldexperimentele introductie	4.5	• Welke verplaatsingen treden op direct na herintroductie?

4.2 Keuze levensstadium

De eerste stap was de keuze van het uit te zetten levensstadium. In principe kunnen verschillende levensstadia van macrofaunasoorten verplaatst worden (zie ook

paragraaf 1.4; Tabel 1.1). Omdat eieren meestal niet tot op soortniveau te determineren zijn en zowel eieren als poppen vaak lastig te vinden zijn worden meestal larven/nimfen of volwassen dieren verzameld. Vervolgens zijn er twee mogelijkheden:

- Het direct verplaatsen van de verzamelde larven/nimfen of volwassen dieren naar de doellocatie.
- Het verzamelen van larven/nimfen of volwassen dieren op de bronlocatie en verplaatsen naar het laboratorium of andere gecontroleerde omstandigheden, zodat een kweek kan worden opgezet. Vanuit deze kweek worden vervolgens dieren uitgezet (uitzetten van alle stadia is in principe mogelijk).

Het uitzetten van eieren heeft als voordeel dat er met zeer grote aantallen gewerkt kan worden. Nadeel is dat eieren immobiel zijn, waardoor tot op microhabitatniveau bekend moet zijn wat de geschikte plekken zijn binnen een beek. Meestal ontbreekt deze kennis voor het eistadium, waardoor de kans op grote verliezen hoog is. Voor poppen geldt hetzelfde, terwijl deze ook nog eens in veel kleinere aantallen beschikbaar zijn.

Een oplossing die wel het voordeel geeft van veel eieren maar niet het nadeel van microhabitatselectie is het verzamelen van volwassen dieren op de bronlocatie, vrouwtjes en mannetjes in het laboratorium laten paren en de gepaarde vrouwtjes uitzetten. Hierbij is het voordeel dat de vrouwtjes het meest geschikte habitat kunnen uitkiezen waar de eieren worden afgezet (Ahlroth et al. 2003). Nadeel van het uitzetten van volwassen exemplaren ten opzichte van larven/nimfen is dat volwassen dieren de neiging hebben te gaan dispergeren vanaf de uitzetlocatie (IUCN 2013). Wanneer dit ongericht plaatsvindt, is de kans groot dat de dieren zich niet succesvol voortplanten.

Larven/nimfen zijn in principe veel minder mobiel, maar zouden wel kunnen gaan drijven, waarbij ze zich over enige afstand stroomafwaarts laten meevoeren. De mate waarin dit plaatsvindt is niet vooraf te voorspellen. Een mogelijkheid om dit te verminderen zou kunnen zijn de dieren enige tijd in een kooi om de uitzetlocatie houden, zodat de dieren kunnen wennen aan de nieuwe omstandigheden (IUCN 2013). Anderzijds kunnen de verplaatsingen positief uitpakken, omdat de dieren door zich te verplaatsen het meest optimale habitat binnen de beek kunnen selecteren.

Welk levensstadium de beste keuze is, wordt in de praktijk verder bepaald door gemak waarmee grote aantallen van een soort verkregen kunnen worden. Soorten die opvallende morfologische kenmerken hebben en in hoge dichtheden en/of sterk geaggregeerd voorkomen zijn veel eenvoudiger te verzamelen dan schaarse, cryptische soorten. Grote aantallen van de tweede groep kunnen beter door middel van kweek worden verkregen. Echter, er zijn veel kennishiaten met betrekking tot de kweek van macrofauna. In de praktijk vertonen de nakomelingen van in het laboratorium gekweekte lijnen vaak afwijkingen ten opzichte van de natuurlijke populatie. Een veel voorkomend verschijnsel is dat in het lab gekweekte dieren veel kleiner zijn dan hun wilde soortgenoten; vaak planten deze dieren zich ook niet meer voort (pers. obs. R. Verdonschot). Het type voedsel dat de dieren onder laboratoriumomstandigheden krijgen, speelt hierbij waarschijnlijk een belangrijke rol (gebrek aan bepaalde elementen die de dieren in het wild wel binnenkrijgen).

Op basis van deze overwegingen (eieren niet herkenbaar, microhabitateisen poppen niet duidelijk, kans op directe dispersie adulten versus larven in grote aantallen te verzamelen dus geen noodzaak tot kweek) is in deze studie bewust gekozen om te werken met larven die direct gevangen zijn in het bronsysteem.

4.3 Het verzamelen van individuen en het verlies tijdens bemonstering, transport en opslag

Er zijn twee situaties denkbaar bij het verzamelen van in het water levende stadia van macrofauna. Ten eerste kan de complete levensgemeenschap worden bemonsterd met één van de reguliere bemonsteringstechnieken, zoals het standaard-macrofaunanet of de Surber-sampler. De intensiteit van de bemonstering moet in dat geval afgestemd worden op het aantal individuen dat van de doelsoorten verzameld moet worden. Ten tweede kunnen soorten gericht per individu verzameld worden, bijvoorbeeld door geschikte substraten af te zoeken en de dieren handmatig te verzamelen tot het benodigde aantal bereikt is. De eerste methode ligt het meest voor de hand omdat hiermee het breedste spectrum aan soorten gevonden kan worden. Daarom is voor deze methode nader onderzocht hoe effectief deze is voor verschillende substraten, waarbij een beek van hoge ecologische kwaliteit — en daarmee een hoog aantal kenmerkende soorten — als uitgangspunt is genomen (Rode beek, Meinweg, Limburg; één van de rijkere laaglandbeken in Nederland wat betreft kenmerkende soorten). Naast het lokaliseren van de soorten wordt ook gekeken naar het aspect sterfte tijdens de bemonstering, het transport van de monsters en de opslag in het laboratorium. Hierbij wordt uitgegaan van een situatie waarin bepaalde soorten geselecteerd worden uit de totale levensgemeenschap en niet het complete monster van de ene naar de andere beek wordt getransporteerd. Dit laatste is namelijk niet wenselijk gezien de onzekerheden die dit met zich mee brengt (zie hoofdstuk 1 en 2). Het handmatig verzamelen is een veel minder bewerkelijke manier om exemplaren te verkrijgen, maar is alleen van toepassing op goed herkenbare soorten. Om het verschil te illustreren tussen beide methoden wordt er een vergelijking gemaakt tussen een reguliere bemonstering en het handmatig verzamelen voor *L. basale*.

Bemonstering en verwerking van complete macrofaunamonsters uit de Rode beek

In de Rode Beek zijn in 120 Surber-monsters circa 20.000 ongewervelden gevangen (methodiek en analysetechniek, zie box 4.1). Vlokkreeften (Gammaridae) en borstelwormen (Oligochaeta) waren met 45% en 30% van het totaal aantal gevangen dieren de meest talrijke groepen. In de monsters genomen van de zandbodems zaten minder ongewervelden dan in de grindbanken en pakketten grof organisch materiaal (CPOM). De verzamelde eendagsvliegen, waterkevers, weekdieren, libellen, steenvliegen, kokerjuffers, dansmuggen en platwormen zijn op naam gebracht. Hierbij werden 49 taxa aangetroffen (Bijlage 2). Nagenoeg alle aangetroffen soorten zijn kenmerkend voor laaglandbeken; ze zijn echter niet gelijk verdeeld over de verschillende microhabitattypen. De bodems met grof organisch materiaal (CPOM) zijn met 40 taxa het meest soortenrijk. In de grind- en zandbodems zijn elk 25 soorten aangetroffen. Verschillende soorten hebben een sterke voorkeur voor bodems met grind. Het betreft de haft *Baetis rhodani*, waterkevers van het geslacht *Limnius* en de kokerjuffersoorten *Hydropsyche pellucidula*, *H. siltalai*, *Rhyacophila dorsalis* en *Silo pallipes*. Met uitzondering van de dansmuggen *Polypedilum acifer* en *Stictochironomus* sp., zijn er geen soorten met een uitgesproken voorkeur voor zandig substraat. Bodems waarop en waarin zich organisch materiaal heeft opgehoopt worden geprefereerd door veel ongewervelden. Er zijn maar liefst 13 soorten die met name voorkomen in dit microhabitat. Hiertoe behoren de twee soorten libellen, de bosbeekjuffer (*Calopteryx virgo*) en de gewone bronlibel (*Cordulegaster boltoni*). Ook de kokerjuffers *Glyptotendipes pallidus*, *Halesus radiatus*, *Lepidostoma basale*, *Potamophylax rotundipennis* en de dansmuggen *Apsectrotanypus trifascipennis*, *Brillia*

modesta, *Conchapelopia melanops*, *Micropsectra*, *Parametriocnemus stylatus*, *Polypedilum pedestre* en *Rheocricotopus fuscipes* komen vooral in dit microhabitat voor. De verschillen in soortensamenstelling tussen de microhabitats was de reden deze monsters apart te onderzoeken. Om een beeld te krijgen in de sterfte die optreedt tijdens het verzamelen, transport en de opslag van de dieren is tijdens het uitzoeken van de monsters bijgehouden hoeveel dode dieren er in zaten.

Box 4.1: Methode en analyse Rode beek studie

Dichtheidsbepaling van kenmerkende macrofauna in donorsystemen en bemonsteringseffecten

In januari/februari 2013 is een veldonderzoek in de Rode beek bij Rothenbach (Meinweg, Limburg) uitgevoerd om een indruk te krijgen van de dichtheden waarin diverse soorten ongewervelden in potentiële donorbeken voorkomen en de aantallen waarmee zij kunnen worden verzameld. Om tevens een beeld te krijgen van de ruimtelijke verspreiding van de verschillende soorten zijn drie verschillende bodemsubstraten bemonsterd: zand, grind en grof organisch materiaal (CPOM). Bemonstering gebeurde met een Surber-sampler. Dit is een metalen frame van 25 x 25 cm dat in de bodem wordt gedrukt. De bodem in het frame wordt met de handen omgewoeld, zodat de dieren daaruit loskomen. De vrijgekomen dieren spoelen met het stromende water en met actief handgewapper in het net dat aan het frame is bevestigd. Met deze techniek is op een gestandaardiseerde wijze een vaste oppervlakte kwantitatief te bemonsteren. Per substraattipe zijn 40 monsters genomen. De monsters zijn in een afgesloten emmer met een kleine laag water vervoerd naar het lab om daar uitgesorteerd te worden. Een deel van de monsters is op de dag van verzamelen uitgezocht. De rest is opgeslagen bij 4 °C en werd daarbij belucht met perslucht.

Veel aquatische ongewervelden zijn kwetsbare organismen, die tijdens transport en opslag gemakkelijk beschadigd kunnen raken en kunnen sterven. Om voldoende dieren over te houden om uit te zetten in het doelsysteem is inzicht nodig in de omvang van deze sterfte. Daarom is bij het uitsorteren van de monsters bijgehouden welke dieren in leven of gestorven waren. Van elk type bodemsubstraat zijn 10 monsters uitgezocht op de dag van verzamelen om te bepalen wat de sterfte was als gevolg van de bemonstering en het transport. De overige 30 monsters zijn uitgezocht op dag 1, 2 en 3 na het verzamelen om een beeld te krijgen van de sterfte tijdens opslag van de monsters. Opslag vond plaats bij 4 °C onder constante beluchting. Van de volgende diergroepen zijn alle individuen op naam gebracht: eendagsvliegen (Ephemeroptera), waterkevers (Coleoptera), weekdieren (Mollusca), libellen (Odonata), steenvliegen (Plecoptera), kokerjuffers (Trichoptera), dansmuggen (Chironomidae) en platwormen (Tricladia). Andere taxa zijn niet tot op soort gedetermineerd. Dit betreft de vlokreeften (Gammaridae), knutten (Ceratopogonidae), bloedzuigers (Hirudinea), vlinders (Lepidoptera), borstelwormen (Oligochaeta) en watermijten (Hydracarina).

Analyses

Omdat veel van de soorten een voorkeur vertonen voor een specifiek bodemsubstraat zijn de gemiddelde dichtheden ($\pm$ SE) van de soorten bepaald per substraattipe. Verschillen in dichtheid zijn per soort getest met een student t-test. Tevens is de sterftekans bepaald per substraattipe. Reden hiervoor is dat er mogelijk verschillen zijn in mate van beschadiging als gevolg van de structuur van de typen substraat. Zo is het aannemelijk dat de grote omvang en massa van grind sneller tot beschadiging en sterfte leidt dan van fijn zand. De effecten van substraat en bemonstering en opslag op de sterfte van ongewervelden zijn per soort getoetst met een one-way ANOVA met substraat en uitzoekdag als fixed factors. Significantie van verschillen tussen de substraten en uitzoekdagen zijn getest met een gepaarde student t-test.

Voor het aantal individuen dat van een soort verzameld dient te worden voor een kansrijke herintroductie wordt meestal 500 levende dieren aangehouden (zie paragraaf 3.6). Echter een deel van de verzamelde dieren zal sterven bij verzamelen en transport. Daarom is per soort per

substraattypen het streefaantal te verzamelen dieren bepaald als: 500 / de overlevingskans in het betreffende substraattypen. Om vervolgens te bepalen hoeveel monsters verzameld dienen te worden van een bepaald substraattypen om dit streefaantal individuen te bereiken, is voor elke bemonstering van een soort in een substraattypen de steekproef van 40 samples gebruikt om daaruit 10000 random samples te trekken. Een dergelijke serie van samples is 100 keer getrokken. Daarna is van elk van deze 100 series bepaald na hoeveel samples het streefaantal individuen werd bereikt. Van deze 100 getallen is het gemiddelde en de standaarddeviatie berekend. Het benodigde aantal monsters waarbij met 95% zekerheid minstens 500 individuen van een taxon uit een substraattypen worden verzameld, is vervolgens berekend als het gemiddelde + 1.65 SD.

De gemiddelde sterfte op de dag van verzamelen (dag 0) was 8% (Tabel 4.2). Deze sterfte kan zijn veroorzaakt door beschadigingen tijdens de bemonstering en het transport (mechanisch door schurende werking sediment of door surber-sampler, of biologisch doordat dieren elkaar hebben verwond), of door ongunstige milieuomstandigheden tijdens het transport. Deze mogelijke oorzaken kunnen niet van elkaar gescheiden worden. Op de dagen daarna, gedurende welke de monsters gekoeld (4°C) en onder constante beluchting werden opgeslagen, trad geen verdere sterfte op. Er zijn slechts 2 soorten die verschillen in sterftekans vertoonden in de tijd, namelijk de haft *Baetis rhodani* en de kokerjuffer *Lype reducta*. Echter, omdat de sterftekans gedurende de week niet toeneemt hebben deze verschillen in sterfte geen logische verklaring en berusten waarschijnlijk op toeval. Koeling en beluchting zorgen dus voor een goede conservering van de monsters. Het enige proces dat niet kon worden onderzocht is predatie tijdens het transport, tenminste in het geval dat dieren in zijn geheel werden opgegeten. In de koeling is predatie verwaarloosbaar, omdat dieren weinig tot niet bewegen bij 4°C.

Verschillen in sterfte bij de drie substraattypen werden alleen gevonden voor de kokerjuffer *Lype reducta*. Dieren van deze soort hadden een grotere kans om te sterven indien zij verzameld werden op een grindbodem, dan de exemplaren gevangen van een organische bodem. Dit verschil kan het gevolg zijn van het relatief grote gewicht van grind, waardoor dieren gemakkelijk beschadigd raken. Echter, dat grind leidt tot een groter aandeel beschadigde en dode dieren wordt niet ondersteund door de sterfte van andere soorten, noch door de algemene verschillen tussen de verschillende substraattypen. In het algemeen heeft het type substraat waaruit de dieren worden verzameld dus geen noemenswaardig effect op de sterfte van ongewervelden.

Veel soorten ongewervelden leiden een verborgen bestaan en zijn daardoor lastig gericht te verzamelen voor herintroductieprojecten. Andere soorten zijn moeilijk soortgericht te verzamelen doordat zij niet in het veld te herkennen zijn. Om toch voldoende levende exemplaren te kunnen verzamelen kan een minder gerichte aanpak volstaan waarbij ongericht dieren worden verzameld. Om te achterhalen wat daarbij de benodigde bemonsteringsintensiteit is, is in tabel 4.3 weergegeven hoeveel monsters in een microhabitat genomen moeten worden om voldoende levende exemplaren (≥ 500) van een soort te verzamelen voor een kansrijke introductie.

Tabel 4.2: Sterftekans van ongewervelden op verschillende momenten (dag 0 direct na het verzamelen en transport, na 1, 2 en 3 dagen gekoelde opslag onder beluchting) en uitgesplitst naar verschillende microhabitattypen. Significante verschillen zijn weergegeven met verschillende letters.

Table 4.2: Mortality risk of invertebrates during sampling and sample processing (day 0 directly after collection and transport to the laboratory and after 1, 2, and 3 days storage at 4°C under constant aeration) for different types of microhabitat. Significant differences are indicated with different letters.

Taxon	Dag				Substraat		
	0	1	2	3	Grind	Zand	CPOM
Ephemeroptera							
<i>Baetis rhodani</i>	0,36 ^A	0,08 ^B	0,14 ^B	0,07 ^B	0,14	0,20	0.22
Coleoptera							
<i>Limnius volckmari</i> ad.	1,00	-	-	0,00	0,33	-	-
<i>Limnius</i> sp. lv.	0,03	0,04	0,13	0,05	0,08	0,00	0.00
<i>Elmis aenea</i> ad.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0.00
<i>Elmis maugetii</i>	-	0,00	-	0,00	0,00	-	0.00
<i>Elmis</i> sp. lv.	0,04	0,07	0,07	0,17	0,12	0,00	0.04
<i>Elodes</i> sp. lv.	0,00	-	0,00	0,00	0,00	-	0.00
<i>Hydraena gracilis</i> ad.	-	-	0,00	0,00	0,00	-	-
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	0,00	-	-	-	0,00	-	-
Mollusca							
Sphaeriidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0.00
<i>Ancylus fluviatilis</i>	0,00	0,25	0,00	0,21	0,09	0,00	0.28
Odonata							
<i>Calopteryx virgo</i>	0,00	0,00	0,00	1,00	-	-	0.13
<i>Cordulegaster boltoni</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0.00
Plecoptera							
<i>Leuctra nigra</i>	-	1,00	-	-	-	1,00	-
<i>Nemoura avicularis</i>	-	0,00	0,00	0,00	-	-	0.00
Trichoptera							
<i>Agapetus fuscipes</i>	-	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	0.00
<i>Halesus radiatus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	0.00
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	0,29	0,06	0,00	0,05	0,06	0,00	0.19
<i>Hydropsyche siltalai</i>	0,23	0,00	0,05	0,00	0,08	0,00	0.06
<i>Lepidostoma basale</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0.00
<i>Limnephilus rhombicus</i>	-	-	-	0,00	-	-	0.00
<i>Lype reducta</i>	0,14 ^{AB}	0,34 ^B	0,00 ^A	0,50 ^{AB}	0,50 ^A	1,00	0.07 ^B
<i>Plectrocnemia</i> sp.	-	0,00	0,00	-	-	-	0.00
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0.00
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	0,00	0,25	0,00	0,17	0,17	-	0.00
<i>Sericostoma personatum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0.00
<i>Silo pallipes</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-
Chironomidae							
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	0,01	0,00	0,04	0,07	-	0,00	0.03
<i>Brillia flavifrons</i>	-	-	0,00	-	-	-	0.00
<i>Brillia bifida</i>	0,00	0,00	0,00	0,33	-	-	0.13
<i>Chaetocladius piger</i> agg.	-	-	-	0,50	-	-	0.50
<i>Paracladopelma</i> sp.	0,50	0,00	-	-	-	0,33	-
<i>Conchapelopia melanops</i>	-	-	0,00	0,00	-	-	0.00
<i>Corynoneura</i> cf. <i>lacustris</i>	-	-	0,00	-	-	-	0.00
<i>Corynoneura coronata</i> agg.	-	-	-	0,00	-	-	0.00
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	-	-	0,00	0,00	-	-	0.00
<i>Limnophyes</i> sp.	-	-	-	0,00	-	-	0.00
<i>Micropsectra</i> sp.	0,33	0,00	0,17	0,00	-	-	0.14
<i>Microtendipes</i> cf. <i>diffinis</i>	-	1,00	0,00	-	-	-	0.50

Taxon [vervolg]	Dag				Substraat		
	0	1	2	3	Grind	Zand	CPOM
<i>Odontomesa fulva</i>	-	-	0,00	-	-	0,00	-
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	0,08	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0.10
<i>Polypedilum acifer</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-
<i>Polypedilum cf. scalaenum</i>	-	-	0,00	-	-	-	0.00
<i>Polypedilum convictum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0.00
<i>Polypedilum pedestre</i>	0,00	0,00	-	0,00	-	0,00	0.00
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0,00	0,05	0,00	0,14	-	0,07	0.02
<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	0,06	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0.02
<i>Rheotanytarsus sp.</i>	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0.00
<i>Stictochironomus sp.</i>	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,03	0.00
Planaria							
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0.00
TOTAAL	0,08	0,09	0,02	0,06	0,06	0,09	0,06

Voor alle soorten samen zijn er gemiddeld minimaal 1643 monsters om voldoende dieren te verzamelen. Er zijn 17 taxa die zo schaars zijn dat 10.000 monsters nog niet voldoende zijn om 500 levende dieren te verzamelen. Er zijn slechts 8 taxa waarbij een bemonsteringsintensiteit van 250 of minder Surber-monsters genoeg is om voldoende dieren te verzamelen. Voor deze soorten kan een niet-gerichte aanpak volstaan om ze in aantal te verzamelen. Deze soorten hebben niet allemaal dezelfde habitatvoorkeur en concentreren zich in grindsubstraat (3 soorten) en in de pakketten met organisch materiaal (5 soorten). Dus als meerdere van deze soorten het doel zijn van een bemonsteringssessie zijn er mogelijk meer dan 250 monsters van verschillende microhabitats nodig om voldoende dieren van elke soort te verzamelen. Nog eens de helft van deze soorten (*Baetis rhodani*, Sphaeridae, *Apsectrotanytus trifascipennis* en *Rheocricotopus fuscipes*) is landelijk gezien talrijk en zal daardoor minder snel geselecteerd worden als doelsoort voor herintroductie.

Tabel 4.3: Benodigd aantal Surber-monsters om met 95% zekerheid minstens 500 levende individuen van een taxon te verzamelen. Indien het met minder dan 10.000 monsters niet mogelijk is om in een microhabitat voldoende exemplaren te verzamelen, is dat weergegeven met een "-".

Table 4.3: Number of Surber-samples required to collect at least 500 alive individuals of a taxon in different microhabitats with a confidence level of 95%. If it is not possible to collect enough individuals of a taxon within a microhabitat in less than 10.000 samples, this is marked with a dash (-).

Taxon	Grind	Zand	CPOM
Ephemeroptera			
<i>Baetis rhodani</i>	64	1373	197
Coleoptera			
<i>Limnius volckmari</i> ad.	-	-	-
<i>Limnius</i> sp. lv.	77	1953	-
<i>Elmis aenea</i> ad.	724	-	705
<i>Elmis maugetii</i> ad.	-	-	-
<i>Elmis</i> sp. lv.	40	7562	241
<i>Elodes</i> sp. lv.	-	-	4298
<i>Hydraena gracilis</i> ad.	-	-	-
<i>Oulimnius tuberculatus</i> ad.	-	-	-

Taxon [vervolg]	Grind	Zand	CPOM
Mollusca			
Sphaeridae	-	78	67
<i>Ancylus fluviatilis</i>	1348	-	1956
Odonata			
<i>Calopteryx virgo</i>	-	-	3045
<i>Cordulegaster boltoni</i>	-	7172	3171
Plecoptera			
<i>Leuctra nigra</i>	-	-	-
<i>Nemoura avicularis</i>	-	-	7139
Trichoptera			
<i>Agapetus fuscipes</i>	3595	-	-
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	-	-	1594
<i>Halesus radiatus</i>	-	-	1812
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	521	-	1549
<i>Hydropsyche siltalai</i>	296	7529	740
<i>Lepidostoma basale</i>	3234	-	150
<i>Limnephilus rhombicus</i>	-	-	-
<i>Lype reducta</i>	-	-	628
<i>Plectrocnemia</i> sp.	-	-	-
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	-	4329	395
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	1777	-	7130
<i>Sericostoma personatum</i>	596	549	366
<i>Silo pallipes</i>	206	-	-
Chironomidae			
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	-	-	101
<i>Brillia flavifrons</i>	-	-	-
<i>Brillia modesta</i>	-	-	1688
cf. <i>Chaetocladius piger</i> agg.	-	-	-
cf. <i>Paracladopelma</i> sp.	-	-	-
<i>Conchapelopia</i> cf. <i>melanops</i>	-	-	4290
<i>Corynoneura</i> cf. <i>lacustris</i>	-	-	-
<i>Corynoneura coronata</i> agg.	-	-	-
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	-	-	7298
<i>Limnophyes</i> sp.	-	-	-
<i>Micropsectra</i> sp.	-	-	1204
<i>Microtendipes</i> cf. <i>diffinis</i>	-	-	-
<i>Odontomesa fulva</i>	-	-	-
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	1544	1933	326
<i>Polypedilum acifer</i>	-	155	-
<i>Polypedilum</i> cf. <i>scalaenum</i>	-	-	-
<i>Polypedilum convictum</i>	2727	-	1407
<i>Polypedilum pedestre</i>	-	-	3592
<i>Prodiamesa olivacea</i>	-	1035	579
<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	7132	5326	110
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	2785	-	7160
<i>Stictochironomus</i> sp.	7369	306	7176
Planaria			
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	670	5594	2480

Ter vergelijking wordt in tabel 4.4 de tijd gegeven die nodig is om bepaalde soorten kokerjuffers handmatig in het veld te verzamelen door mensen met kennis van de soorten en hun vindplaatsen. Hierbij worden systematische geschikte substraten afgezocht op individuen, die vervolgens met een pincet overgezet worden in een monsteremmer. De emmers worden vervolgens opgeslagen op dezelfde manier als de ongerichte monsters of kunnen direct worden overgebracht naar de doellocatie. Gericht verzamelen kost vele malen minder tijd dan via ongerichte bemonsteringen en is daarmee een veel realistischere optie in het kader van een herintroductie. Daarnaast is het handmatig verzamelen van dieren minder destructief voor de totale levensgemeenschap van de donorbeek. Voor de doelsoort in deze studie, *L. basale*, moeten 150 Surber-samples van pakketten grof organisch materiaal worden genomen om 500 individuen te verzamelen, terwijl hetzelfde aantal door één persoon handmatig in 2 uur verzameld kan worden op dezelfde locatie. Ter vergelijking, het nemen en verwerken van een Surber-sample gericht op deze ene soort kost tenminste 15 minuten, wat neerkomt op in totaal 37,5 uur voor 500 individuen! Voor *L. basale* is onderzocht wat bij het verzamelen van individuen het aandeel lege kokertjes is. Bij handmatig verzamelen betekent een leeg kokertje ofwel dat het dier uit zijn koker is getrokken bij het oppakken met de pincet ofwel dat het dier gestorven is bij het transport. Het bleek dat van de 2499 exemplaren die verzameld zijn voor de veldexperimentele herintroductie het aandeel lege kokers 3.6% was. In de Surber-samples werden geen lege kokers aangetroffen (wat overigens een indicatie is dat het uit het huisje trekken van dieren de belangrijkste reden is voor de lege kokers). Dit verschil weegt echter niet op tegen de tijdwinst die handmatig verzamelen oplevert.

Tabel 4.4: Tijd nodig voor het handmatig verzamelen van 500 kokerjuffers in maart 2013 door mensen met ervaring met de soort en kennis van geschikte locaties (R. Verdonschot, D. Dekkers; Alterra).

Table 4.4: Time required to collect 500 caddisfly larvae of different species by hand in March 2013 by experienced workers (R. Verdonschot, D. Dekkers; Alterra).

Soort	Familie	Locatie	Verzameltijd 500 individen (man-uren)
<i>Limnephilus rhombicus</i>	Limnephilidae	Warnsborn	4
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	Limnephilidae	Molenbeek	4
<i>Micropterna sequax</i>	Limnephilidae	Seelbeek	6
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	Limnephilidae	Rode Beek	4
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	Brachycentridae	Dinkel	2
<i>Agapetus fuscipes</i>	Glossomatidae	Heelsumse beek	0.5
<i>Sericostoma personatum</i>	Sericostomatidae	Seelbeek	6
<i>Crunoecia irrorata</i>	Lepidostomatidae	Seelbeek	4
<i>Lepidostoma basale</i>	Lepidostomatidae	Rode Beek	2

Consequenties bevindingen voor herintroductie macrofauna

Ongericht verzamelen via standaard levensgemeenschap-bemonsteringen is voor vrijwel alle macrofaunasoorten een ongeschikte methode, omdat enorme hoeveelheden monsters nodig zijn om een doelsoort in aantal te verzamelen. Dit beeld komt exact overeen met de bevindingen van Keizer-Vlek et al. (2013), die de trefkans van doelsoorten in sloten in het laagveengebied hebben bepaald bij een reguliere macrofaunabemonstering. Gericht handmatig verzamelen van soorten is dus een veel

doeltreffendere methode voor de macrofaunasoorten die in het veld herkenbaar zijn, of waarvan vindplaatsen bekend zijn die alleen bezet zijn door de beoogde soort. Kweken lijkt voor de overige 'cryptische' soorten de enige realistische optie, maar om dit succesvol te laten verlopen is nog veel kennisontwikkeling nodig.

4.4 Overleving op de lange termijn: een experimentele test van de invloed van biotische interacties en milieuomstandigheden

Om de kans op langere termijn kolonisatiesucces te vergroten is voorafgaand aan de uitzetting kennis nodig over de overleving van de uit te zetten soorten in de levensgemeenschap van het doelsysteem. Achterliggende gedachte is dat met deze kennis het aantal uit te zetten exemplaren kan worden bijgesteld, mocht het verlies aanzienlijk zijn. Hier is bijna niks over bekend en in het veld is dit bij macrofauna zeer lastig te meten; daarom is gekozen voor een experiment in kunstbeeksystemen waarin het overleven, groeien en uitvliegen van de kokerjuffer *L. basale* is onderzocht. Succesvol opgroeien tot volwassen dier is maar één maat van 'fitness' van de dieren. Daarom is ook gekeken naar de parameters voorvleugellengte, totale biomassa en biomassa van het abdomen. Omdat overleving beïnvloed wordt door de omstandigheden waarin de soort terecht komt, zijn de effecten van habitatheterogeniteit en stromingsheterogeniteit meegenomen bij het bepalen van de overleving. Hydrologische degradatie in laaglandbeken leidt tot lage of sterk wisselende afvoeren. Lage afvoeren kunnen direct invloed uitoefenen op rheofiele kokerjuffers, bijvoorbeeld door ademhaling of voeding negatief te beïnvloeden. Indirect leidt hydrologische degradatie tot een afname van de heterogeniteit van de beekbedding, door sedimentatie van fijn materiaal tijdens lage afvoeren of door het wegspoelen van bladpakketen bij piekafvoeren. Beide leiden tot verlies van geschikt habitat en potentiële voedselbronnen.

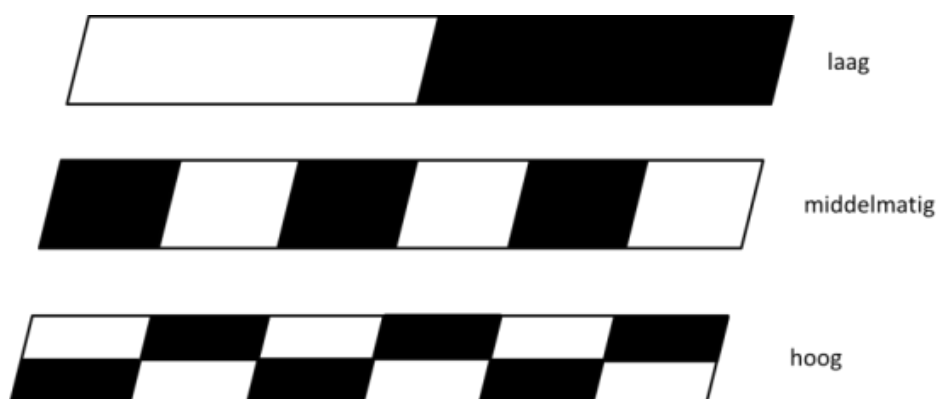
Een slechte habitatkwaliteit heeft grote gevolgen voor kokerjuffers. In deze diergroep is het larvale stadium het belangrijkste voor de totale voedselvoorziening; voedselgebrek of slechte voeding tijdens het larvale stadium kan niet meer gecompenseerd worden in het volwassen stadium (Jannot 2009). De monddelen van de volwassen dieren van veel soorten zijn namelijk slecht ontwikkeld; ze eten dan ook weinig (meestal nectar). De voeding van de larve is dus belangrijk voor de verdere ontwikkeling in de latere levensstadia (Boggs 2009). Het blijkt dat verstoringen leiden tot negatieve effecten op de fitness van de adulte kokerjuffers, gemeten aan een geringe lichaamsgrootte, kortere levensduur en lagere eiproduktie (Beveridge & Lancaster 2007; Jannot 2009). Verder worden in kokerjuffers ook strategische allocatie beslissingen tussen lichaamsdelen waargenomen (Stevens et al. 2000): de beschikbare bouwstoffen en energie wordt tijdens de laatste ontwikkelingsstadia verdeeld over lichaamsonderdelen op een manier dat dit het minste effect heeft op de totale adulte fitness. Onder suboptimale omstandigheden kan bijvoorbeeld het gewicht van het abdomen constant gehouden worden ten koste van het gewicht van de thorax, oftewel de vliegcapaciteit wordt verkleind om de reproductiecapaciteit op peil te houden. Vice versa is ook mogelijk, waarbij nu juist geïnvesteerd wordt in vliegcapaciteit in plaats van het aantal eieren omdat de huidige locatie niet geschikt blijkt.

Lange-termijn laboratorium-experiment kunstbeken

In een 9 maanden durend experiment is de overleving en fitness van *L. basale* onderzocht in een kokerjuffer-levensgemeenschap die overeenkomt met die van pakketten met organisch materiaal in de Heelsumse beek (methodiek en analysetechniek, zie box 4.2). Om een correcte experimentele opzet mogelijk te maken, is niet de interactie met de totale levensgemeenschap getest maar met een selectie van soorten waarmee naar alle waarschijnlijkheid interacties zou kunnen optreden. De combinatie is zo gekozen (op basis van expert judgement) dat overlap in microhabitat, levenscyclus-timing, grootte en voedsel aanwezig was, samen met talrijkheid (door dominante soorten te gebruiken) en de kans op predatie (door soorten die gedeeltelijk predator zijn toe te voegen).

Box 4.2: Methode en analyse lange-termijn-kunstbeekexperiment

In kunstbeken is een kokerjufferlevensgemeenschap uitgezet onder verschillende stromingscondities en situaties met een verschillende habitatheterogeniteit. Drie verschillende stromingsregimes werden aangeboden: constant langzaam (5 cm/s), constant snel (25 cm/s) en variabel (wisselend 5 cm/s en 25 cm/s in blokken van 3.5 dag). Substraatheterogeniteit is gecreëerd door afwisselend patches met zand en grof organisch materiaal (CPOM) aan te bieden in drie configuraties: laag, middelmatig en hoge heterogeniteit (Figuur 4.1). De mate van heterogeniteit is gebaseerd op de randcomplexiteit ('fractal dimension'; Verdonshot et al. 2012). Dit leidde tot 9 combinaties van stroming en heterogeniteit, die elk 5 keer herhaald werden (45 experimentele units).

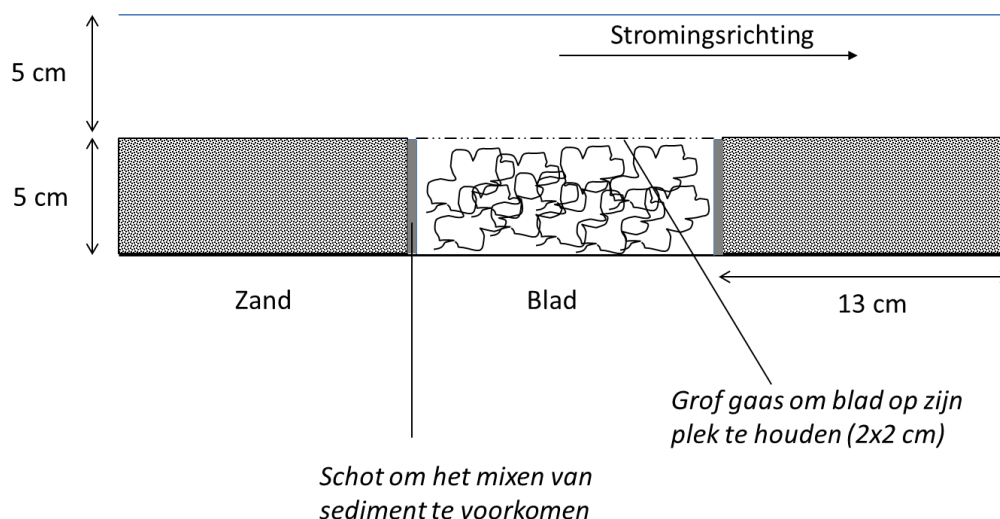


Figuur 4.1: Verschillende niveaus van habitatheterogeniteit

Figure 4.1: Layout of the habitat heterogeneity treatments

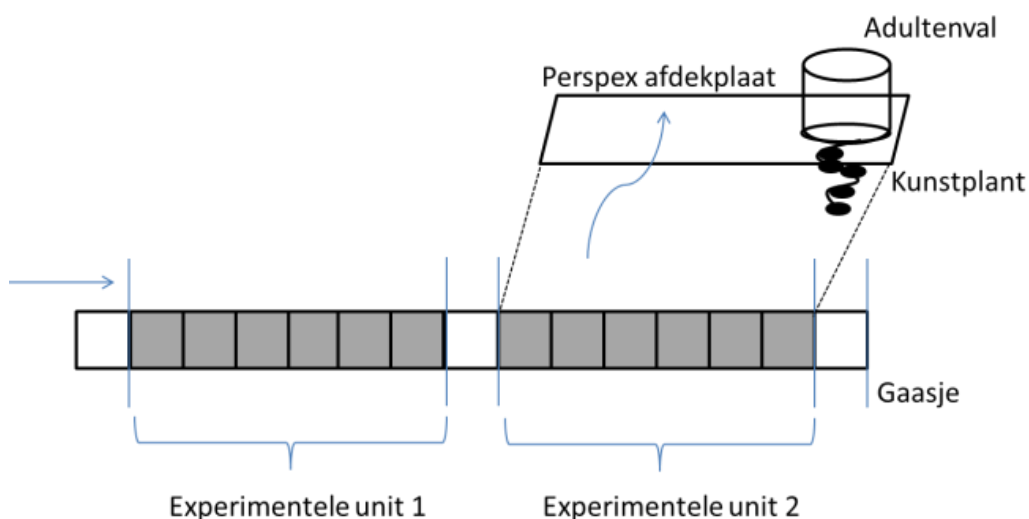
Het experiment werd uitgevoerd in 6 kunstbeken, die elk weer uit 4 afzonderlijke goten bestonden. Elke goot werd verdeeld in twee experimentele units (lengte 0.8 m. breedte, 0.13 m) (Figuur 4.2). Omdat de stroomsnelheid niet gevarieerd kon worden binnen één experimentele unit zonder de andere units te beïnvloeden, werd de stromingsbehandeling random verdeeld over de kunstbeken in plaats van over de experimentele units (2 beken langzaam stromend, 2 beken snelstromend, 2 beken wisselende stroomsnelheid). De substraatbehandelingen werden random verdeeld over de units. Het substraat bestond uit een laag van 5 cm dik bestaande uit zand (korrelgrootte tot 2 mm) of CPOM van al bruin geworden maar nog niet afgevallen eikenbladeren (*Quercus robur*). Deze bladeren werden direct van de boom verzameld. Het experiment startte met 12 g gedroogd blad per unit, gelijk verdeeld naar gelang het heterogeniteitsniveau. Het blad werd aangeboden in compartimenten met grof gaas om wegspoelen te voorkomen. Elke 2 weken werd 4 g extra blad toegevoegd om consumptie te compenseren, wat weer gelijk verdeeld werd

over de compartimenten van een unit. Verder werd elke 2 weken in elke unit extra voedsel in de vorm van diepgevroren blokjes *Tubifex*-wormen (Dutch Select Food Tubifex; eiwitgehalte 6,2%, vetgehalte 2,6%) aangeboden om kannibalisme of predatie te voorkomen door soorten die hun dieet aanvullen met (dode) macrofauna (Wissinger et al. 2004). Elke beek had een totaal watervolume van 600 L, dat bestond uit een mix van kraanwater en beekwater (3:1). Ook werd in het reservoir wat blad uit een nabij gelegen beek geplaatst, zodat het water ge-ent werd met algen, bacteriën en schimmels. Op deze manier waren alle potentiële componenten van het kokerjuffer-dieet aanwezig in het experiment. Er werd een waterdiepte van 5 cm aangehouden. Water temperatuur werd constant gehouden op 12°C, de luchttemperatuur op 16°C. Het dag-nacht lichtregime volgde de situatie buiten.



Figuur 4.2: Experimentele unit in kunstbeek

Figure 4.2: Experimental unit in stream mesocosm.



Figuur 4.3: Stroomgoot met 2 experimentele units (grijs). Elke unit is afgedekt met een plaat zodat de adulten niet kunnen ontsnappen. Om het vangen van de adulten te vergemakkelijken zijn vangpotten aan het uiteinde van de units geplaatst met daaraan kunstplanten. De plant loopt van het wateroppervlak tot in de vangpot en dient als lokhabitat.

Figure 4.3: Artificial stream channel with two experimental units (gray). Each unit is covered with a cover plate to prevent the adults for escaping. To facilitate the capture of the adults a trap was placed at the end of each unit which was connected to an artificial plant. The underside of the plant just touches the water surface and serves as a perch for the emerged adult caddisflies.

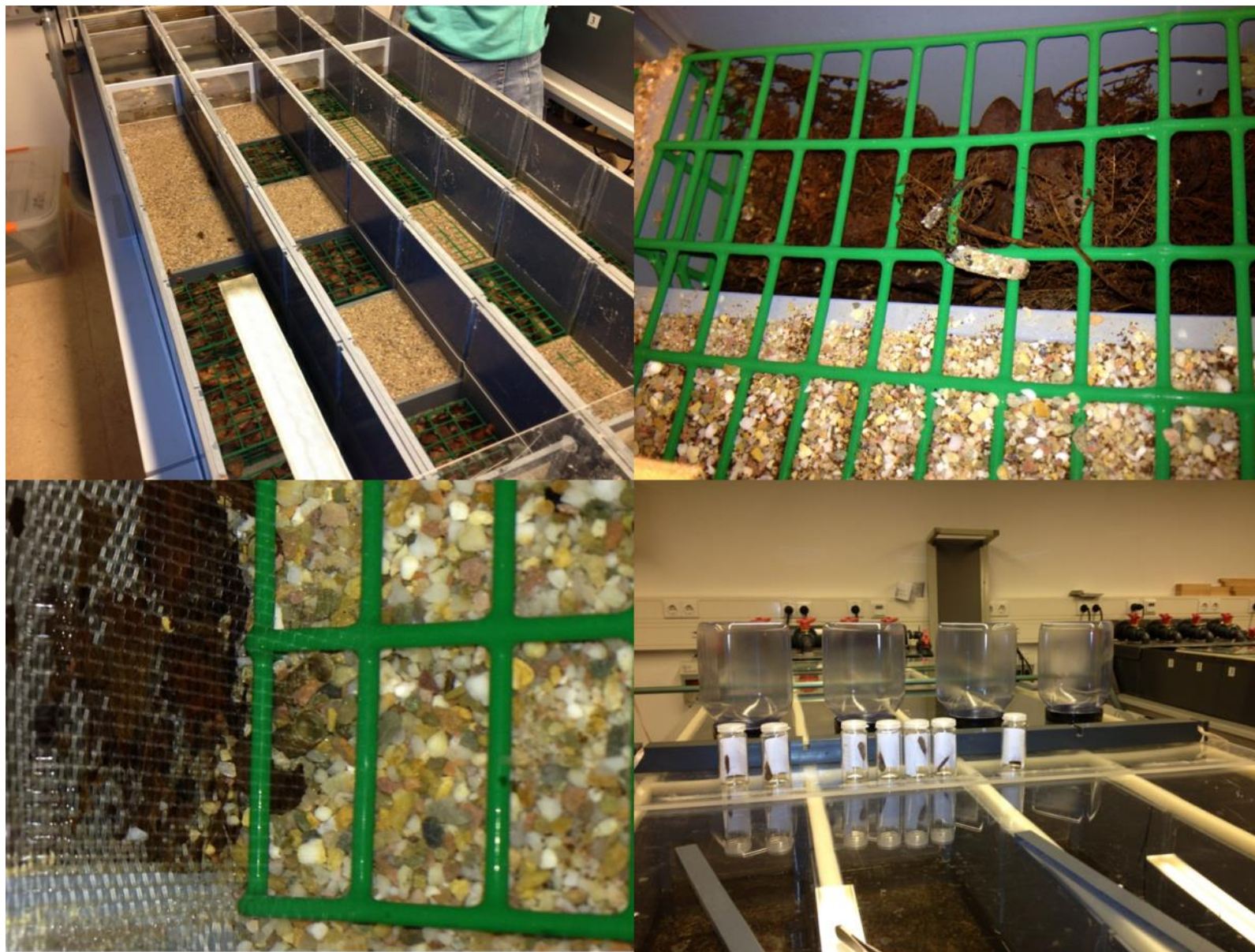
Na 2 weken zonder kokerjuffers te hebben gedraaid, werden de dieren geïntroduceerd. In totaal werden 7 soorten gebruikt, die allemaal verzameld werden in de eerste helft van maart 2013. Naast *Lepidostoma basale* waren dit soorten die deel uit maken van de levensgemeenschap van de zuid-Veluwse beken: *Micropterna sequax*, *Limnephilus rhombicus*, *Potamophylax rotundipennis*, *Glyptothaelius pellicidulus*, *Sericostoma personatum* en *Agapetus fuscipes*. Van elke soort werden 10 laatste of voorlaatste stadium larven uitgezet in elk van de units. *L. basale* werd 10 dagen later uitgezet dan de andere soorten om na te bootsen dat de dieren ingebracht worden in een al bestaande levensgemeenschap, zodat er sprake is van een priority effect. Vervolgens werd net zolang gewacht totdat de volwassen dieren emergeerden. De beken werden hiervoor afgedekt met een perspex plaat, waaraan een val bevestigd was (Figuur 4.3). De volwassen dieren werden ingevroren (-18°C) totdat ze verder verwerkt werden.

Naast het totale aantal geëmergeerde exemplaren van *L. basale* werd van de gevangen dieren het geslacht bepaald, de lengte van de linker voorvleugel, het totale drooggewicht (gedroogd tot een constant gewicht, 2 dagen 70°C) en het drooggewicht van het abdomen. Significante verschillen werden bepaald met Two-way ANOVAs gevolgd door de Tukey post hoc procedure.

Figuur 4.4 geeft een expressie van het experiment in de kunstbeken. In totaal bereikte 57% van de *L. basale* larven het volwassen stadium, wat gemiddeld 106 dagen duurde (14 maart 2013 losgelaten in het experiment, Tabel 4.5). De emergentie piekte voor zowel de mannetjes als vrouwtjes in de derde week van juni (Figuur 4.5). De man:vrouw ratio was vrijwel gelijk, 1:0,92. Habitatheterogeniteit had een effect op de emergentie van *L. basale* (GLM: heterogeniteit $F_{2,45} = 3.98$, $P = 0.027$, stroomsnelheid $F_{2,45} = 0.07$, $P = 0.931$, geen significante interactie $F_{4,45} = 0.39$, $P = 0.817$), met een hogere emergentie bij de hoogste habitatheterogeniteit in vergelijking met de middelmatige heterogeniteit, maar opvallend genoeg nam de laagste heterogeniteit een intermediaire positie in (Figuur 4.6). Dit patroon legt naar alle waarschijnlijkheid een ander fenomeen bloot, namelijk het effect van microconnectiviteit tussen patches. Zoals figuur 4.1 laat zien zijn de patches van de middelmatige heterogeniteit als enige niet met elkaar verbonden. In de lage heterogeniteitbehandeling zitten alle individuen samen in een patch organisch materiaal, terwijl in de hoge heterogeniteitsbehandeling er wel allemaal aparte patches zijn, maar deze zijn wel met de hoeken met elkaar verbonden. Waarschijnlijk leidt deze laatste configuratie wel tot voldoende scheiding tussen individuen om biotische interacties te verminderen, maar wel voldoende oppervlakte om de beste voedselpatches te kunnen lokaliseren zonder het geprefereerde habitat te hoeven verlaten. Totale droge biomassa, biomassa van het abdomen en de voorvleugellengte verschilden niet tussen de behandelingen (Tabel 4.6). De voorvleugellengte is vergelijkbaar met de waarden opgegeven in de literatuur (Malicky 2004; Barnard en Ross 2012), voor de biomassa zijn geen opgaven gevonden.

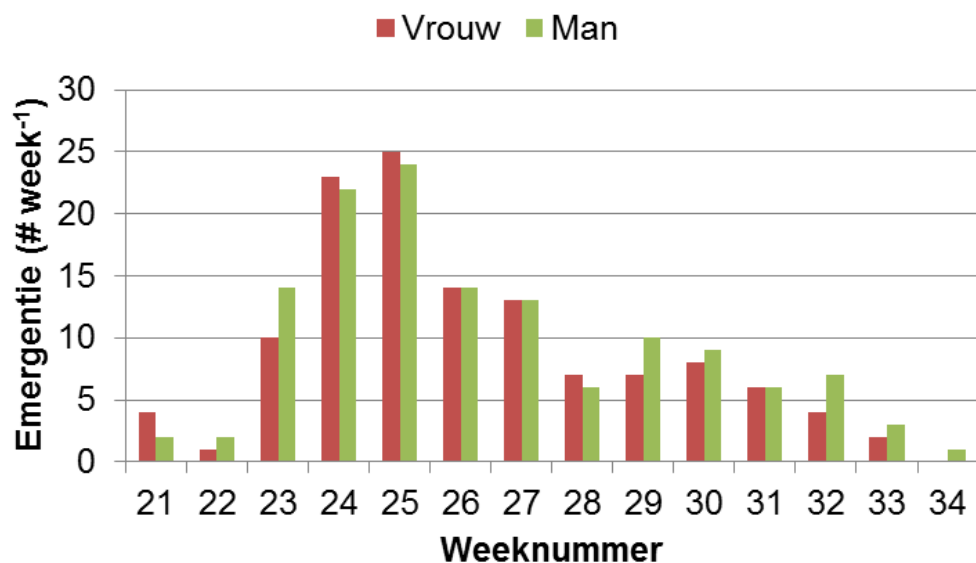
Tabel 4.5: Emergentie van *Lepidostoma basale* in het experiment. Op basis van de kopbreedte van de larven ($n = 28$ exemplaren) aan het begin van het experiment is het larvale stadium af te leiden (tussen haakjes; Wallace et al. 2003).
*Table 4.5: Emergence success of *Lepidostoma basale* in the experiment. Based on the head width of the larvae ($n = 28$ individuals) at the start of the experiment the initial life stage could be determined (between brackets; Wallace et al. 2003).*

Initiële kopbreedte larve (mm, stadium)			Emergentie adulten			Ontwikkelingstijd (d bij 12°C)		
Gem.	Min.	Max.	Totaal (%)	♂ (#)	♀ (#)	Gem.	Min.	Max.
1,01 (V)	0,63 (IV)	1,15 (V)	57	133	123	106	68	158



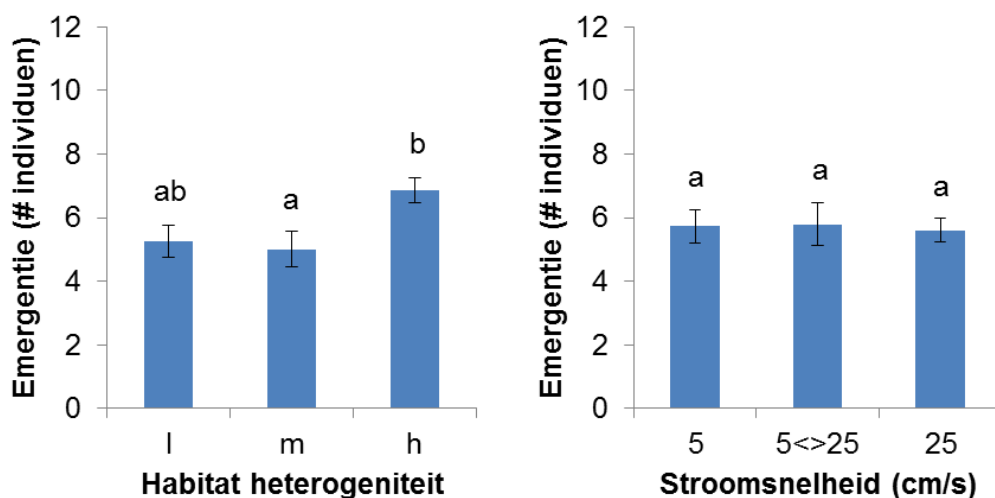
Figuur 4.4: Impressie van het experiment in de kunstbeken.
 Linksboven: verschillende heterogeniteits-behandelingen.
 Rechtsboven: larve van *Lepidostoma basale* en *Micropterna sequax* op bladpakket. Linksonder: Poppen van *Sericostoma personatum*.
 Rechtsonder: Adulten van *Potamophylax rotundipennis*.

*Figure 4.4: Impression of the stream mesocosm experiment. Upper left: different heterogeneity treatments. Upper right: larvae of *Lepidostoma basale* and *Micropterna sequax* in a leaf pack. Lower left: Pupae of *Sericostoma personatum*. Lower right: Adults of *Potamophylax rotundipennis*.*



Figuur 4.5: Emergentiepatroon *Lepidostoma basale* in de kunstbeken bij een constante watertemperatuur van 12°C. De eerste waarneming was op 21 mei 2013, de laatste op 19 augustus 2013.

Figure 4.5: Emergence pattern of *Lepidostoma basale* in the stream mesocosms at a constant water temperature of 12°C. The first observation was done on May 21 2013, the last on August 19 2013.



Figuur 4.6: Effecten van habitat heterogeniteit (*l*= laag, *m*=middelmatig, *h* = hoog bij afwisseling zand en blad) en stromingsregime (constant 5 of 25 cm/s, wisselend 5 en 25 cm/s) op de emergentie van *Lepidostoma basale*. Letters geven significante verschillen tussen gemiddelden ($\pm 1SE$) aan.

Figure 4.6: Effects of habitat heterogeneity (*l* = low, *m* = intermediate, *h* = high with alternating patches of leaves and sand) and flow regime (constant 5 cm/s or 25 cm/s and alternating 5 and 25 cm/s) on the emergence success of *Lepidostoma basale*. Letters indicate significant differences between the means ($\pm 1SE$).

Tabel 4.6: Gemiddelde($\pm 1SD$) voorvleugellengte, totaal drooggewicht en gewicht van het abdomen van geëmergeerde exemplaren van *Lepidostoma basale* uit de kunstbeken.

Table 4.6: Mean ($\pm SD$) forewing length, total dry weight and weight of the abdomen of emerged individuals of *Lepidostoma basale* from the stream mesocosms.

Geslacht	N	Voorvleugellengte (mm)	Drooggewicht (g)	
			Totaal	Abdomen
♀	123	9.79 (0.45)	0.0037 (0.0006)	0.0019 (0.0004)
♂	133	9.65 (0.51)	0.0034 (0.0006)	0.0016 (0.0003)

Consequenties bevindingen voor herintroductie macrofauna

Op basis van het experiment blijkt de overleving van *L. basale* 57% met een vrijwel gelijke man-vrouw ratio. Waarom een deel van de larven gestorven is, is onbekend. Mogelijke oorzaken zijn suboptimale milieuomstandigheden, predatie door omnivore kokerjuffers (Limnephilidae), suboptimale omstandigheden bij verpopping of uitsluipen uit de pophuid of verliezen door ziekten of parasieten. Het is met de gevolgde experimentele opzet niet na te gaan wat de exacte oorzaak is. Desalniettemin benadert de gebruikte opzet de natuurlijke situatie wel zo veel mogelijk (meer dan de dieren bijvoorbeeld in isolatie onderzoeken), waardoor het percentage naar alle waarschijnlijkheid wel realistisch is. Consequentie hiervan is dat bijna de helft meer individuen uitgezet moet worden dan het beoogde aantal voor een succesvolle introductie, zodat deze verliezen gecompenseerd worden. Verder blijkt voor de bestudeerde soort dat het uitzetten in heterogene habitatmozaïeken een hogere emergentie oplevert. In het doelsysteem moeten dus dit type plekken gekozen worden als uitzetlocatie.



Figuur 4.7: Multi-plate sampler (7,5 cm x 7,5 cm x 4 mm plaatjes, gebruikt als kolonisatiesubstraat in het driftexperiment in de kunstbeken en bij de veldexperimentele introductie. De afstand tussen de plaatjes verschilt om dieren van verschillende afmetingen een plek te geven: 3x 3mm, 3x 5mm en 1x 8 mm.

Figure 4.7: Mutli-plate sampler (7.5 cm x 7.5 cm x 4 mm plates, used as colonization substrate in the driftexperiment in the stream mesocosms and during the actual introduction. The distance between individual plates differs to provide access to species of different sizes: 3 plates of 3 mm, 3 plates of 5 mm and one plate of 8 mm.

4.5 Optimalisatie van de uitzet-techniek

Met de onderzoeken van de vorige paragrafen is een beter beeld ontstaan van de benodigde aantallen voor de uit te zetten soort. Er ontbreekt echter nog één mogelijke verliespost, namelijk het verlies bij het uitzetten zelf. De manier waarop de dieren losgelaten worden kan grote invloed hebben op de respons die volgt na inbrenging in het doelsysteem. Om te onderzoeken hoeveel verlies er optreedt bij het uitzetten van de dieren, waarbij drift — dieren die door de stroming meegenomen worden vanaf de uitzetlocatie — genomen is als maat van verlies, is door middel van een experiment getest welke methode dit proces minimaliseert in *L. basale*.

Minimalisatie verlies door drift bij het uitzetten

Drie mogelijke manieren van uitzetten van de dieren zijn: 1.) simpelweg de inhoud van de monsteremmer in de beek gieten, 2.) de dieren één voor één op het bodemsubstraat plaatsen, 3.) de dieren in het laboratorium een kunstmatig substraat laten koloniseren, en dit substraat overplaatsen naar de beek. De laatste techniek is een alternatief voor het plaatsen van dieren in een kooitje om te wennen aan het nieuwe systeem, zoals beschreven door de IUCN (2013). Als substraat is een Multi-plate sampler (ook wel multi-plate artificial substrate samplers (MPASS) of Hester-Dendy sampler genoemd) gebruikt (Figuur 4.7). De dieren hebben met deze techniek een 'bekend' substraat met schuilplaatsen, maar kunnen als daar behoefte aan is zich wel verplaatsen naar het meest optimale habitat in de beek, iets wat in een kooitje niet mogelijk is. Stroomsnelheid in combinatie met bodemsubstraat hebben grote invloed op de manier waarop stroming op dieren inwerkt (Allan 1995). Daarom is gekozen het uitzetten te testen bij verschillende stroomsnelheden en substraten (methodiek en analysetechniek zie box 4.3).

Het bleek dat bij het uitzetten van *L. basale* relatief weinig drift optrad. Bij de hoogst haalbare stroomsnelheid (27 cm/s) werden driftafstanden gemeten in de orde van grootte van enkele decimeters, zelfs wanneer de dieren in de waterkolom werden gegoten (Figuur 4.9). De effectiviteit van de verschillende manieren van inzetten verschilden per substraat en van de stroomsnelheid. Boven het fijnkorrelige bodemsubstraat (zand) was het op het substraat plaatsen de beste methode, terwijl het gebruik van de Multi-plate bij hogere stroomsnelheden averechts werkte. Er ontstonden sterke stromingen rondom en door de Multi-plate sampler omdat dit het enige uitstekende object in de stroomgoot was. De dieren reageerden hierop door zich naar beneden te laten vallen in de Multi-plate, waarna ze wegspoelden en zich vervolgens probeerden aan het bodemsubstraat vast te klampen. Dit lukte gemiddeld 33.8 cm benedenstrooms de Multi-plate. Met het ruwer worden van het bodemoppervlak werd de Multi-plate de beste optie als uitzetsubstraat, vooral bij de hogere stroomsnelheden. Nog steeds lieten de larven zich vallen van de Multi-plate als respons op de stroming, maar konden zich vervolgens sneller vastklampen aan de ruwere en meer complexe bodem. Ook voor op het substraat plaatsen gold dat de larven zich sneller konden vastklampen aan de ruwere en meer complexere bodemsubstraten. Aangezien bladpakketten ook een complexe structuur hebben (maar niet getest konden worden in verband met wegspoelen zonder aanvullende constructies die de testresultaten beïnvloeden) gaan we ervan uit dat de respons op kiezel vergelijkbaar is met die op blad.

Box 4.3: Methode en analyse uitzet-experiment in de kunstbeek

In één van de goten van de kunstbeek (zie ook box 4.2) is de respons van vijfde stadium larven van *L. basale* getest tijdens het uitzetten. Telkens werd één exemplaar ingebracht in de goot op een vaste locatie benedenstrooms de uitstroomopening en werd gemeten of het dier ging driften en hoe ver. Het ging in dit experiment om de directe response op het inbrengen. Dit inbrengen kon op drie manieren gebeuren (in de waterkolom gieten, op het substraat plaatsen en op een Multi-plate inbrengen) en vond plaats bij 4 verschillende stroomsnelheden (5, 10, 20 en 27 cm/s). Ook het substraat werd gevarieerd om verschillen in de ruwheid van de bodem te creëren: fijn zand, grind en kiezels (Figuur 4.8). Om te voorkomen dat het substraat ging bewegen door de stroming werden hiervoor perspex platen gebruikt waarop het substraat vastgelijmd was. Elke behandeling werd uitgevoerd met 20 larven. Voor elke test werd een nieuw exemplaar gebruikt.



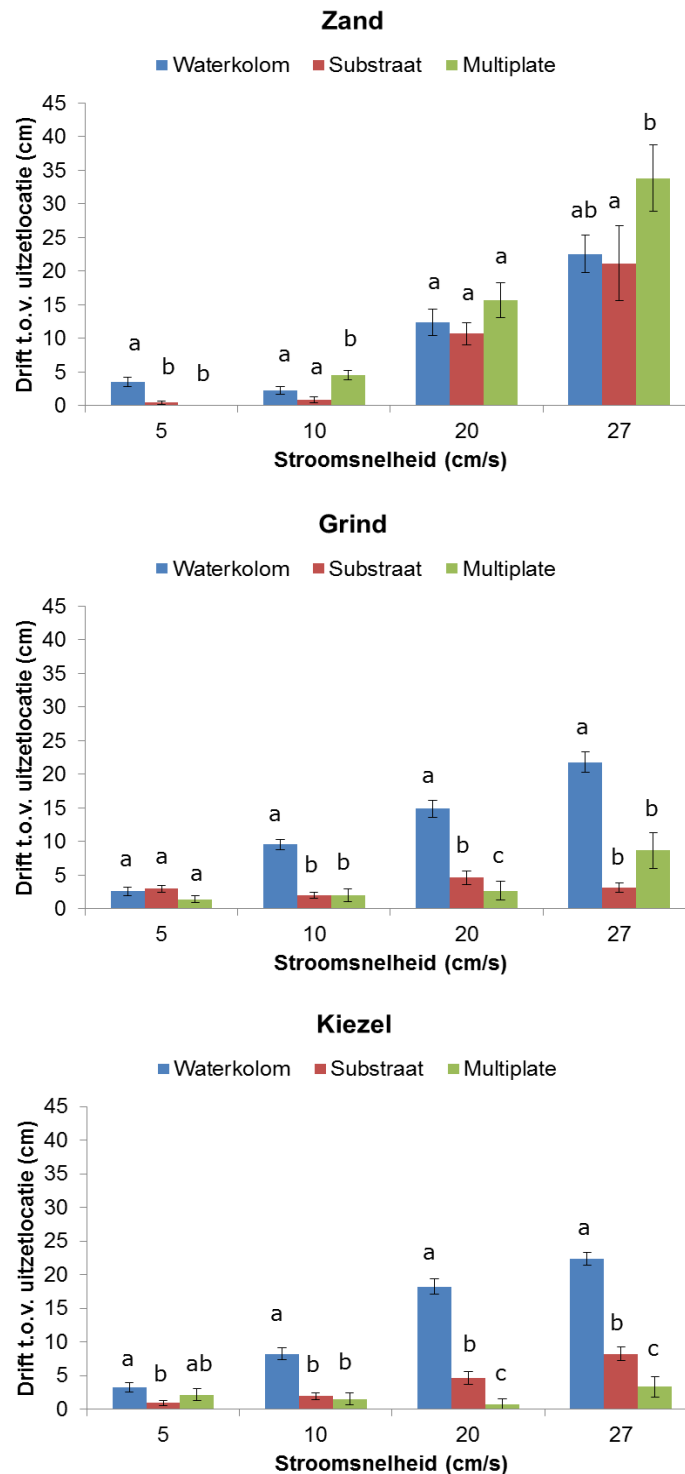
Figuur 4.8: Substraten gebruikt in het driftexperiment: van links naar rechts zand, grind en kiezel.

Figure 4.8: Substrates used in the drift-experiment: from left to right fine sand, fine gravel and coarse gravel.

De afstanden gemeten bij de verschillende methoden, stroomsnelheden en substraten bleken niet normaal verdeeld. De verschillen werden daarom onderzocht met Kruskal-Wallis tests met een Bonferroni-gecorrigeerde Mann-Whitney tests als non-parametrische post hoc procedure.

Consequenties bevindingen voor herintroductie macrofauna

Zowel de manier van uitzetten en het samenspel tussen stroomsnelheid en substraat hebben effect op de drift die optreedt wanneer dieren worden uitgezet. Op stromingsluwe plekken maakt het niet veel uit welke techniek wordt toegepast, terwijl bij hogere stroomsnelheden vooral het type substraat invloed heeft op de toe te passen techniek. De Multi-plate bleek vooral bij hoge stroomsnelheden een goede optie wanneer het substraat een hoge complexiteit had. Ook het handmatig uitzetten op het bodemsubstraat kon goed onder deze omstandigheden worden toegepast, maar is praktisch gezien veel bewerklijker, zeker wanneer met grote aantallen dieren wordt gewerkt.



Figuur 4.9: Driftafstanden larven *Lepidostoma basale* bij drie uitzetmethoden (in de waterkolom gieten, handmatig op het substraat plaatsen en inzetten op een Multi-plate sampler) bij 4 stroomsnelheden en drie substraten. Letters geven significante verschillen aan tussen methoden per stroomsnelheid.

Figure 4.9: Distances drifted by larvae of *Lepidostoma basale* for three introduction methods (released directly into the water column, placed on the bottom substrate by hand, and released using the Multiplate-sampler) at 4 current velocities and 3 substrate types. Letters indicate significant differences between methods per current velocity.

5 De veldexperimentele introductie van *Lepidostoma basale* in het doelsysteem de Heelsumse beek

5.1 Keuze van de uitzetlocatie binnen de beek

Er is voor gekozen alle larven op één punt uit te zetten in plaats van verspreid over de beek, omdat dit het uitvoeren van vervolgmetingen vergemakkelijkt. Wanneer er later dieren terug gevangen worden, is het precies bekend waar de dieren oorspronkelijk vandaan gekomen zijn en is het mogelijk de verplaatsingsafstand te bepalen. De uitzetplek werd geselecteerd op basis van de volgende criteria:

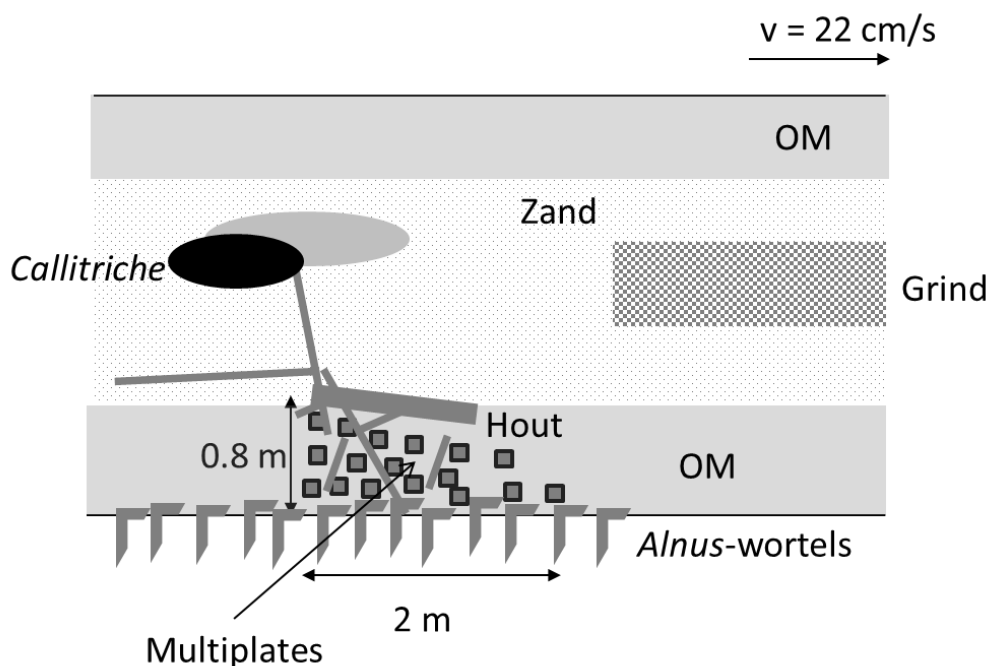
1. Aanwezigheid van hout
2. Aanwezigheid van grof organisch materiaal
3. Heterogeen substraat, waarin alle dominante substraten uit het beekstelsysteem aanwezig zijn
4. Beschaduwing met *Alnus*



Figuur 5.1: Locatie in de Heelsumse beek waar *Lepidostoma basale* is uitgezet.

Figure 5.1: Release location of *Lepidostoma basale* in the stream Heelsumse beek.

De keuze viel op een plek centraal in de middenloop van de beek t.h.v. de Kerkweg in Heelsum, 25 m ten noorden van het bruggetje over de beek (Figuur 5.1). De plek werd gekozen op basis van de aanwezigheid van een grote *Alnus* die deels in de beek wortelde in combinatie met een heterogeen substraat met relatief veel grof organisch materiaal en hout (Figuur 5.2, Tabel 5.1). Daarnaast viel de uitzetlocatie binnen het traject dat onderdeel is van het meetnet van Waterschap Vallei en Veluwe. Dit is belangrijk, omdat dit langdurige gestandaardiseerde monitoring van de populatie waarborgt.



Figuur 5.2: Schematisch overzicht van de uitzetlocatie in de Heelsumse beek op 12 maart 2014. OM = organisch materiaal, gemengd grof en fijn.

Figure 5.2: Schematic representation of the release location in the stream Heelsumse beek on March 12 2014. OM = mixture of coarse and fine organic material.

5.2 Het uitzetten in het doelsysteem en de directe respons na uitzetting

De larven werden gericht handmatig verzameld op 10 maart 2014 in de Rode beek bij Rothenbach en getransporteerd en opgeslagen in monsteremmers. In totaal werden 2499 larven verzameld, waarvan 3,6% bestond uit een lege kokertje. De emmers werden overnacht gekoeld (10°C) en onder beluchting opgeslagen in een klimaatcel met een natuurlijk dag-nacht lichtregime. Op 11 maart werden telkens 300 larven geselecteerd en overgezet in een nieuwe monsteremmer met hierin met 3 Multi-plate samplers. Deze substraten waren voor gebruik 1 week geïncubeerd in beekwater uit de Heelsumse beek om biofilm-ontwikkeling mogelijk te maken. Multi-plates werden gebruikt omdat de stroomsnelheid in het uitzettraject circa 20 cm/s bedroeg; een stroomsnelheid waarbij het driftexperiment in de kunstbeek aangaf dat op complex substraat deze techniek de drift minimaliseerde. De incubatie was uitgevoerd om de Multi-plates aantrekkelijker te maken als kolonisatiesubstraat. Bijkomend voordeel van de overzetting was dat het exacte aantal levende larven bekend was op het moment van het uitzetten. De dieren werden vervolgens weer overnacht opgeslagen in de

klimaatcel, met als doel ze de volgende dag uit te zetten. De meeste larven hadden de volgende ochtend de Multi-plates gekoloniseerd; gemiddeld was 93.2% (standaard deviatie 3.4%, $n = 8$) op het moment van het uitzetten op de Multi-plates aanwezig. Het uitzetten vond plaats om 15:00 op woensdag 12 maart 2014. Voordat de Multi-plates in de beek werden geplaatst, werden 5 m stroomafwaarts van de uitzetlocatie in de stroomdraad twee driftnetten (opening 25 x 25 cm, totale afgezette beekbreedte 2 m) geplaatst om te bekijken of er verlies optrad doordat dieren actief of passief door de stroming werden meegevoerd (Figuur 5.3). Deze netten bleven staan tot de volgende ochtend omdat drift bij sommige soorten vooral 's nachts optreedt.



Figuur 5.3: Driftnetten in de Heelsumse beek 5 m stroomafwaarts van de uitzetlocatie.

Figure 5.3: Driftnets in the stream Heelsumse beek 5 m downstream of the release location.

Nadat de driftnetten geplaatst waren, werden de Multi-plates één voor één met metalen pinnen in het substraat vastgezet bij de oever (Figuur 5.4). De dieren die niet op de Multi-plates zaten, werden met de hand op het substraat uitgezet. In totaal zijn 2400 larven uitgezet.

Tabel 5.1: Habitatgegevens van de uitzetlocatie in de Heelsumse beek op het moment van uitzetten (trajectlengte 5 m) en ter vergelijking de omliggende 500 m beeklengte in maart 2014 (n = 22 trajecten).

Table 5.1: Habitat characteristics of the release location in the stream Heelsumse beek at the moment of release (section length 5 m) and as a comparison the characteristics of the adjacent 500 m of the stream in March 2014 (n = 22 sections)

Parameter	Waarde uitzetlocatie	Gemiddeld voor middenloop Heelsumse beek		
		Mediaan	Min.	Max.
Bitumen-asfalt %	0	0	0	50
Grind %	5	<5	0	60
Zand %	50	50	1	80
FPOM %	15	10	<5	70
CPOM %	15	5	<5	30
Hout %	5	<5	<5	15
Macrofyten %	10	5	0	10
Bryofyten %	0	0	0	25
Diepte (m)	0.2	0.2	0.1	0.2
Breedte (m)	3.0	2.2	1.4	4.0
Stroomsnelheid stroomdraad (cm/s)	22	0.38	0.10	0.60
Beschaduwing	2-zijdig	1-zijdig	0	2-zijdig



Figuur 5.4: Deel van de multi-plates met hierop de larven van *Lepidostoma basale* in de Heelsumse beek.

Figure 5.4: Multi-plates containing larvae of *Lepidostoma basale* in the stream Heelsumse beek.

Vrijwel direct nadat de dieren in de beek geplaatst waren, begonnen ze zich te verspreiden vanaf de Multi-plates. De richting van deze verplaatsing was zonder uitzondering stroomafwaarts gericht. De volgende ochtend (19 uur na het uitzetten van de larven) werden de driftnetten uit het water gehaald. De inhoud werd gezeefd over een 1 mm zeef, waarna alle in het net aanwezige dieren werden geteld (Tabel 5.2). Er werden geen larven van *L. basale* in het net aangetroffen, wat aangaf dat er geen massale drift had plaatsgevonden van de larven.

Tabel 5.2: Drift van macrofauna 5 m benedenstrooms van de uitzetlocatie in de periode 15:00-10:00.

Table 5.2: Drift of macroinvertebrates 5 m downstream of the release location from 15:00(time of release) to 10:00 the next morning.

Taxon	Hoofdgroep	Stroomdraad links	Str. rechts
<i>Polycelis felina</i>	Tricladida	1	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	Tricladida	1	
Hydracarina	Hydracarina	4	4
Gammarus sp.	Amphipoda	183	15
Asselidae	Isopoda	7	
Orthocladiinae pop	Diptera	1	
Pentaneurini	Diptera	1	
Limnephilidae	Trichoptera	4	
<i>Limnephilus</i> sp.	Trichoptera		1
<i>Hydropsyche</i> sp.	Trichoptera	1	
<i>Agapetus fuscipes</i>	Trichoptera	1	

Uit een transecttelling van het aantal actieve en daarmee met het oog onder water zichtbare larven per 5 m beek (5 minuten waarnemingen) een dag na uitzetting bleek dat de larven zich tot 25 m stroomafwaarts van het uitzetpunt hadden verplaatst (Tabel 5.3). Veel larven werden niet waargenomen; het hoogste aantal (8) werd 25 m stroomafwaarts van het uitzetpunt aangetroffen. Deze plek, net stroomopwaarts van de brug had een substraat bestaande uit stenen (betonresten, bakstenen) en grind, CPOM, hout en zand en ligt vlak voor een stroomversnelling. Stroomafwaarts van de brug werden geen larven waargenomen. Ook stroomopwaarts werd geen enkele larve waargenomen, wat overeen komt met de observatie van de gerichte stroomafwaartse beweging van de larven de vorige dag.

5.3 Resultaten op de korte termijn

Op 7 april 2014 werd een standaard macrofaunabemonstering (standaardmacrofaunanet, monsterlengte 5 m) uitgevoerd voor het meetnet van waterschap Vallei en Veluwe in het beektraject waarin *L. basale* werd uitgezet. Hierin werd 1 exemplaar aangetroffen (med. H. Hop, Aqualysis Waterlaboratorium). Vervolgens is er bewust niet meer gemonsterd in het uitzettraject om de aanwezige dieren niet te verstoren en is gewacht tot de piekvliegtijd van de volwassen dieren (3^e week van juni op basis van het kunstbeek-experiment). Het terugvangen van een volwassen exemplaar zou het bewijs zijn dat er succesvolle ontwikkeling tot het volwassen stadium heeft plaatsgevonden.

Het verzamelen van volwassen kokerjuffers kan op verschillende manieren (Higler 2008). Veel gebruikte methoden zoals dieren op zicht vangen of met een sleepnet uit de vegetatie vangen zijn in dit geval niet praktisch omdat volwassen exemplaren van *L. basale* zich in boomkruinen ophouden. Veel volwassen kokerjuffers, waaronder *L.*

basale, kunnen ook op licht gevangen worden en dit is dan ook de methode die we voor deze studie hebben toegepast.

Tabel 5.3: Transecttelling larven *Lepidostoma* basale één dag nadat deze waren uitgezet in de Heelsumse beek. Alle met het oog zichtbare larven in beeksecties van 5 m lengte, waargenomen in 5 minuten, werden genoteerd.

*Table 5.3: Transect counts of larvae of *Lepidostoma* basale one day after their release in the stream Heelsumse beek. All larvae visible on the streambed of stream sections of 5 m length during 5 minutes of observation were recorded.*

Afstand t.o.v. uitzetlocatie (m)	Waargenomen larven (#)
-50 [bovenstrooms]	0
-45	0
-40	0
-35	0
-30	0
-25	0
-20	0
-15	0
-10	0
-5	0
0	1
5	1
10	1
15	2
20	2
25	8
30	-*
35	0
40	0
45	0
50 [benedenstrooms]	0

*vlak voor en onder brug; geen waarnemingen mogelijk

Tabel 5.4: Vanglocaties adulte kokerjuffers.

Table 5.4: Trapping locations adult caddisflies.

Naam vanglocatie	Vegetatie		Schaduw (%)
	Linkeroever	Rechteroever	
120 m bovenstrooms	wilg/els	ruigte	50
66 m bovenstrooms	wilg/ruigte	els/ruigte	50
25 m bovenstrooms	ruigte/wilg	els/wilg	30
Uitzetlocatie	els/ruigte	wilg/els	90
25 m benedenstrooms bij brug (laatste waarnemingslocatie)	els/wilg/ruigte	els/wilg/ruigte	60
45 m benedenstrooms	Japanse duizendknoop	Japanse duizendknoop	100
85 m benedenstrooms	wilg/ruigte	wilg/Japanse duizendknoop	75
120 m benedenstrooms	wilg/els	Japanse duizendknoop	100

Om de verspreiding van adulten langs de beek in kaart te brengen werd de monitoring zo opgezet dat er simultaan op verschillende locaties langs de beek gevangen kon worden. Hiervoor werden voor dit doel aangepaste 12 V BG-Sentinel traps (Biogents, Regensburg) met ultraviolet licht (8 W) gebruikt, die langs de oever van de beek werden geplaatst. Er werd alleen direct langs de beek gevangen, omdat de meeste kokerjuffer-activiteit zich boven en direct langs de beek concentreert en niet verder van de beek af (Collier en Smith 1999). Kwantitatief is de laterale beweging ten opzichte van de beek veel minder dan stroomop- en afwaartse beweging. Er is gekozen de vallen geconcentreerd bij de uitzetlocatie te plaatsen in plaats van op grotere afstand, omdat we aannamen dat de trefkans steeds kleiner wordt naarmate de afstand tot de uitzetlocatie groter wordt. In de tweede en derde week van juni werd gewacht op een nacht met gunstige weersomstandigheden (nacht 18-19 juni 2014, maximale windsnelheid 6 km/u, half bewolkt, luchtvochtigheid 99%, geen neerslag, minimumtemperatuur 10 °C), waarna er 8 vallen werden opgesteld (Tabel 5.4). De vallen werden geplaatst om 16:00 uur en opgehaald om 10:00 de volgende ochtend. De netten met hierin de verzamelde dieren werden overgeplaatst in een container met droog-ijs en naar het laboratorium gebracht om gesorteerd en gedetermineerd te worden.

In de vallen werden geen exemplaren van *L. basale* aangetroffen, maar wel andere soorten kokerjuffers (Tabel 5.5). Het niet vangen van adulten wil niet zeggen dat de uitgezette dieren het niet gehaald hebben. De trefkans is namelijk laag, zowel door de geringe populatiegrootte als door het feit dat de vallen alleen de directe omgeving bevangen en niet van grote afstand dieren aantrekken. Ook is het mogelijk dat de timing van de bemonstering niet klopte met de ontwikkeling van de larven, waardoor de bemonstering te laat of nu juist te vroeg is uitgevoerd. Er is daarom besloten het traject systematisch af te zoeken op de aanwezigheid van lege verpoppingskokertjes, of eventueel al de eerste jonge larven van een volgende generatie (wat voortplanting en daarmee een voorlopig geslaagde introductie zou betekenen). De Multi-plate samplers, stukken hout en stenen in hetzelfde traject als waar de lichtvallen stonden, zijn hiervoor afgezocht op 9 juli 2014. Op stukken hout en stenen werd niks aangetroffen, maar op 4 van de 24 Multi-plate samplers waren op de uitzetlocatie lege popkokers van *L. basale* aanwezig waren, met respectievelijk 3, 2, 2 en 1 kokers. Op 4 september 2014 werden de multiplates nogmaals gecontroleerd; er bleken toen nog 6 kokers extra aanwezig te zijn. Dit betekent dat er in ieder geval volwassen dieren uitgevlogen zijn op de uitzetlocatie. De popkokers van *L. basale* werden samen gevonden met popkokers van de kokerjuffers *Agapetus fuscipes*, *Silo nigricornis*, *Sericostoma personatum* en *Micropterna sequax*. Jonge larven werden niet aangetroffen in september, maar de bemonstering viel daarvoor waarschijnlijk te vroeg in het seizoen.

5.4 Aanbevelingen (toekomstige) monitoring

Gezien de herkenbaarheid van de larve en het gemak waarmee deze soort te verzamelen is (zie paragraaf 4.3) is het jaarlijks afzoeken van geschikte substraten in de beek voldoende om het voorkomen van de soort in de komende jaren te onderzoeken. Een geschikt moment hiervoor is het (vroeg) voorjaar, in ieder geval voordat er blad aan de bomen komt en de hoeveelheid licht in de beek sterk afneemt. Dit is een puur praktisch criterium, omdat dit het zoeken naar de larven vergemakkelijkt. Het zoekgebied moet hierbij niet beperkt worden tot het uitzettraject alleen maar moet zich ook richten op potentieel geschikte plekken verder beneden- en bovenstrooms. Het is raadzaam daarom een volledige inventarisatie van de substraten

in de beek te maken, zodat de ligging van potentieel geschikte microhabitats duidelijk is.

Naast deze lokale monitoring is het ook van belang de nabijgelegen beken te bekijken (zie Figuur 3.2). Het is namelijk zeer interessant om te bestuderen of de soort ook andere beken langs de zuidelijke Veluwerand gaat bezetten. Hiervoor kan ook weer steekproefsgewijs geschikt substraat worden bekeken. Daarnaast worden veel van deze beken tenminste één maal in de 5 jaar gemonitord door het waterschap Vallei en Veluwe, waardoor de soort ook via het reguliere meetnet kan worden opgemerkt. Omdat de soort met als doel het verbeteren van het ecosysteem functioneren is uitgezet, is het belangrijk ook dit aspect te onderzoeken. Hiervoor zijn verschillende mogelijkheden, waaronder:

- het meten van bladafbraaksnelheid met behulp van ingebrachte bladpakketten in delen van de beek waar de soort wel voorkomt en delen waar de soort nog niet gevonden is. Afbraak zal sneller verlopen op plekken waar de soort aanwezig is ten opzichte van de plekken waar de soort ontbreekt.
- Het bestuderen van het verloop van nutriëntenconcentraties. Bij een hoge biomassa worden meer nutriënten vastgelegd in organismen, waardoor de concentratie in het water op termijn zou kunnen dalen.

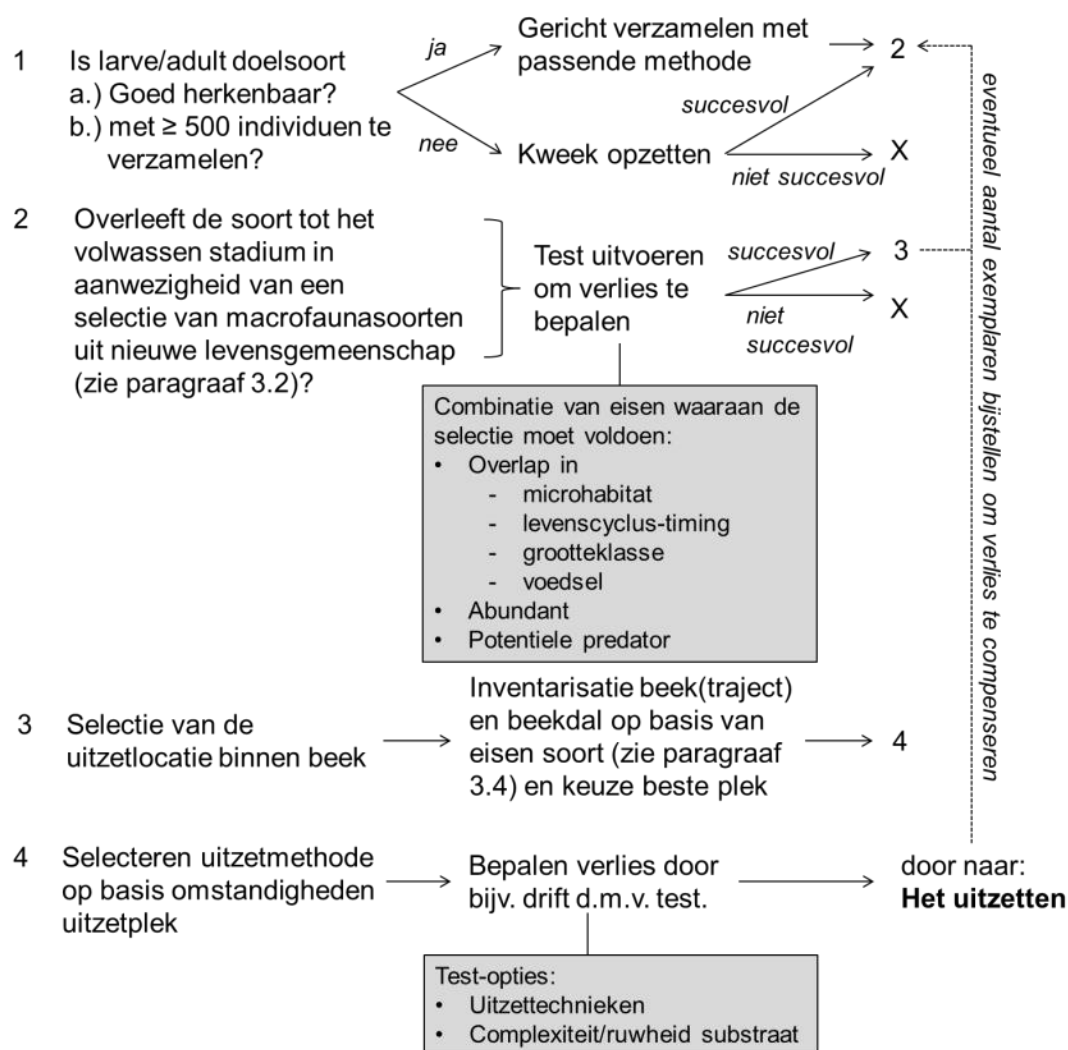
Tabel 5.5: Kokerjuffervangsten langs de Heelsumse beek. Posities vallen -4: 120 m benedenstrooms, -3: 85 m benedenstrooms, -2: 45 m benedenstrooms, -1: 25 m benedenstrooms, 0: uitzetlocatie, 1: 25 m bovenstrooms, 2: 66 m bovenstrooms, 3: 120 m bovenstrooms.

Table 5.5: Trapping results of adult caddisflies along the stream Heelsumse beek. Trap positions -4: 120 m downstream, -3: 85 m downstream, -2: 45 m downstream, -1: 25 m downstream, 0: release location, 1: 25 m upstream, 2: 66 m upstream, 3: 120 m upstream.

Soort	Familie	Sekse	-4	-3	-2	-1	0	1	2	3
<i>Oxyethira flavicornis</i>	Hydroptilidae	m	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	Polycentropodidae	m	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lype reducta</i>	Psychomiidae	m	2	0	1	0	0	0	0	0
<i>Tinodes assimilis</i>	Psychomiidae	m	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Oecetis ochracea</i>	Leptoceridae	m	0	0	0	3	2	27	0	1
<i>Oecetis ochracea</i>	Leptoceridae	v	0	0	0	0	2	3	0	0
<i>Mystacides nigra</i>	Leptoceridae	m	0	0	0	0	1	2	0	0
<i>Mystacides nigra</i>	Leptoceridae	v	0	0	0	1	0	4	0	0
<i>Mystacides azurea</i>	Leptoceridae	m	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Silo nigricornis</i>	Goeridae	m	1	0	0	2	0	2	4	1
<i>Silo nigricornis</i>	Goeridae	v	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Limnephilus lunatus</i>	Limnephilidae	m	1	0	0	0	1	2	1	0
<i>Limnephilus lunatus</i>	Limnephilidae	v	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Micropterna sequax</i>	Limnephilidae	m	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sericostoma personatum</i>	Sericostomatidae	m	0	0	0	0	0	1	1	1

6 Protocol uitzetten macrofauna

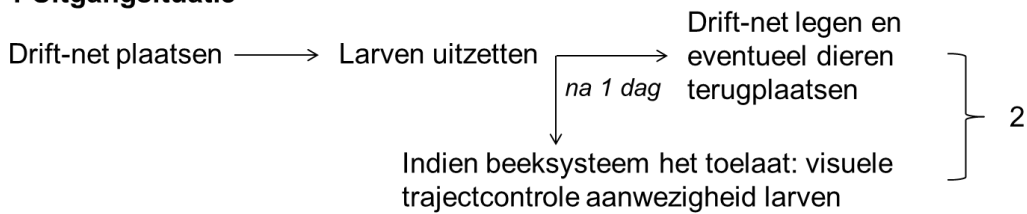
In dit hoofdstuk zijn de belangrijkste bevindingen uit de experimenten en de veldexperimentele introductie samengevat en veralgemeniseerd in een protocol voor het uitzetten van macrofauna, dat bestaat uit twee stroomschema's. In het eerste stroomschema wordt de voorbereiding van het uitzetten van macrofauna behandeld, gebaseerd op hoofdstuk 4 (Figuur 6.1). Het tweede stroomschema behandelt het uitzetten zelf, inclusief de monitoring post-introductie en is gebaseerd op hoofdstuk 5 (Figuur 6.2). Dit schema is gebaseerd op de fasering van de populatieontwikkeling die hoort bij de vestiging van een soort op een nieuwe locatie.



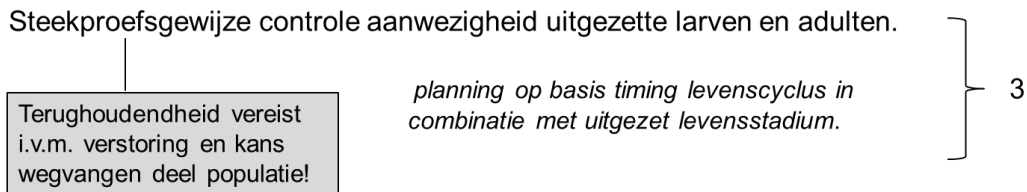
Figuur 6.1: Stroomschema voor de voorbereiding van het uitzetten van macrofauna. Voordat het stroomschema doorlopen kan worden, moet eerst het stappenplan van hoofdstuk 3 gevolgd zijn.

Figure 6.1: Flowchart describing the preparations necessary to increase the chance of success when releasing macroinvertebrates in a stream. Before the flowchart can be used, conditions described in chapter 3 should be met.

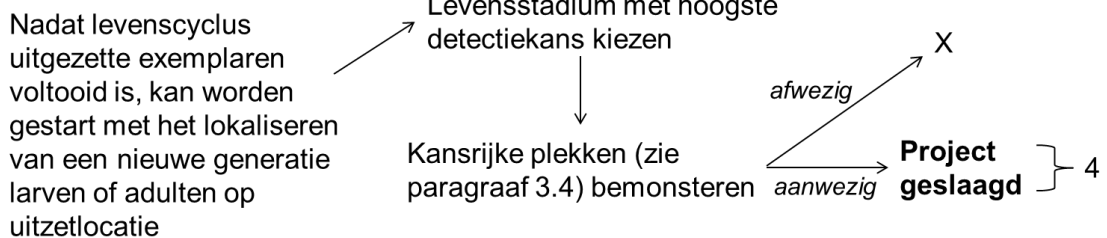
1 Uitgangssituatie



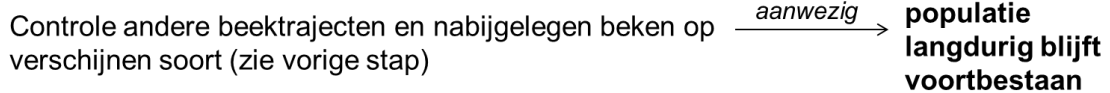
2 Overlevingsfase



3 Opbouwfase



4 Expansiefase



Figuur 6.2: Stroomschema voor het uitzetten van macrofauna en de monitoring die op het uitzetten volgt, gebaseerd op de fasering van de populatieontwikkeling die hoort bij de vestiging van een soort op een nieuwe locatie.

Figure 6.2: Flowchart describing the release procedure for macroinvertebrates and the post-release monitoring scheme, based on the phases of population development characteristic for species that establish themselves in new areas.

7 Discussie en aanbevelingen

Uit deze studie komt duidelijk naar voren dat het uitzetten van macrofauna een complexe zaak is. Het vraagt een goede onderbouwing op basis van onder andere potentiële en op dit moment aanwezige soortenpoules, de functionele rol en autoecologie van soorten en de (a)biotische randvoorwaarden van het doelsysteem. Bij het gecontroleerd uitzetten van dieren komt daarmee een aanzienlijke onderzoeksinspanning kijken. In deze discussie wordt een aantal punten aangestipt dat naast de bovengenoemde zaken van belang is voor toekomstige herintroducties, namelijk hoe de resultaten van dit onderzoek geëxtrapoleerd kunnen worden naar de macrofauna in andere beeksystemen, hoe individuen van soorten het beste verkregen kunnen worden voor een herintroductie en tot slot de rol van beeldvorming rond herintroducties op het uitvoeren hiervan.

Extrapolatie van de resultaten voor *L. basale* naar alle beekmacrofauna

In de rapportage is ervoor gekozen om de verschillende stappen ter voorbereiding van een herintroductie van macrofauna telkens eerst algemeen — voor alle macrofauna geldend — te benaderen en vervolgens in te zoomen op een subset hiervan aan de hand van de casestudie. De protocollen die in het rapport gegeven worden zijn dus geldig voor alle macrofauna en de casus richt zich specifiek op de haften, steenvliegen en kokerjuffers van de Veluwe. Het doorlopen van het stappenplan en twee problemen waar we tegenaan liepen in de loop van het onderzoek, namelijk 1.) het is meestal de noodzakelijk soorten te kweken om deze in aantal te verkrijgen voor herintroductie en 2.) het introduceren van soorten met een functionele rol analoog aan die van soorten die al in het doelsysteem voorkomen, leidt tot het risico van concurrentie en daarmee een daling van de fitness van bestaande/uitgezette populaties, leidde er uiteindelijk toe dat er in de case-studie slechts één kandidaat over bleef om uiteindelijk in het doelsysteem te herintroduceren.

Dit wil niet zeggen dat er geen generalisaties gedaan kunnen worden op basis van de bevindingen in hoofdstuk 4 en 5 van het rapport. Er is kennis vergaard over de trefkans in netmonsters en van de hoeveelheid sterfte tijdens transport en opslag voor eendagsvliegen, waterkevers, slakken, libellen, steenvliegen, kokerjuffers, dansmuggen en platwormen en is voor 49 soorten beekmacrofauna en voor 3 verschillende substraten (grind, zand, grof organisch materiaal) de precieze respons vastgesteld. Het bleek dat het verlies klein was, maar dat tegelijkertijd ook de trefkans in netmonsters te laag was voor het doel van dit onderzoek. Als alternatief is handmatig verzamelen onderzocht. Dit bleek alleen te werken voor met het blote oog herkenbare en relatief grote soorten, wat maar een fractie is van de totale beekmacrofauna. Kweken zien wij dan ook als een beter toepasbare optie om grotere aantallen individuen te verkrijgen en was — indien succesvol — ook in dit onderzoek een mogelijke oplossing geweest om het aantal kandidaten om uit te zetten in het doelsysteem te kunnen verhogen. Het kweken wordt in de onderstaande paragraaf verder behandeld.

Het lange-termijn-experiment met de kokerjufferlevensgemeenschap (7 soorten) was specifiek gericht op de bestudeerde casus, met een centrale rol voor *L. basale*. Omdat het experiment niet met monoculturen en verschillende combinaties van soorten is gewerkt kan er geen uitspraak worden gedaan over de hoeveelheid interspecifieke concurrentie tussen soorten, maar gezien de hoge overleving is het onze indruk dat onder de goede voedselomstandigheden die wij aanboden de soorten elkaar niet merkbaar hinderden.

Geëxtrapoleerd naar de totale beekmacrofauna kan dus op basis van het experiment de hypothese geformuleerd worden dat biotische interacties tussen macrofauna ondergeschikt zijn aan de beschikbaarheid van geschikt habitat (in termen van voedsel, schuilplaatsen en geschikte milieuomstandigheden). Dit werpt een ander licht op onze keuze voor het

verkiezen van soorten met een unieke functionele rol boven soorten met een vergelijkbare functionele rol, waarbij de tweede bij gewijzigde milieumomstandigheden de rol van de al aanwezige soort(en) zouden kunnen overnemen (niche-differentiatie versus 'verzekeringseffect'). Bij wijze van voorzorgsprincipe — wanneer schommelingen in milieumomstandigheden niet voldoende op zouden treden om soorten naast elkaar te laten bestaan — probeerden we het risico op concurrentie tussen soorten met dezelfde rol na het uitzetten te minimaliseren. Het experiment laat zien dat het dus niet goed duidelijk is hoe het verzekeringseffect in aquatische systemen in de praktijk precies werkt. Een vertaalslag van ecologische theorie naar de praktijk in beeksystemen is hier nodig en zou in de toekomst verder experimenteel onderzocht moeten worden voor verschillende soortencombinaties en aantallen soorten met een vergelijkbare functionele rol.

De optimalisatie van de uitzettechniek kan gegeneraliseerd worden naar andere kruipende insectenlarven, maar het is belangrijk te beseffen dat elke soort zijn eigen specifieke kenmerken (gedrag, fysiologie etc.) kan hebben, zeker wanneer de onderlinge taxonomische verwantschap afneemt (verschillende genera of families). In ieder geval komt naar voren dat het gebruik van uitzetsubstraat de meest veilige keuze is wat betreft het beperken van drift. De metingen direct na het uitzetten van de dieren, zoals drift, zijn uit te voeren voor alle macrofauna; hoe op langere termijn gemonitord dient te worden moet meer toegespitst worden op de hoofdgroepen, zo kunnen volwassen kokerjuffers goed in de schemering op licht gevangen worden, maar moeten libellen overdag geïnventariseerd worden en is voor niet-insecten altijd een bemonstering in het water nodig.

Het belangrijkste element uit de protocollen dat in ieder geval per soort doorlopen moet worden, is het bepalen en toetsen van de uitzetlocatie aan de hand van de autoecologie van de beoogde soorten, waarmee wij hetzelfde standpunt innemen als de IUCN (IUCN, 2013). Het moet dus altijd bekend zijn welke soorten worden uitgezet en of aan de eisen die deze soorten stellen aan de beek voldaan is; het lukraak overzetten van bijvoorbeeld 5-m netmonsters van de ene naar de andere beek is dus niet wenselijk; daarnaast hebben we laten zien dat de aantallen die op deze manier gealloceerd worden te laag zijn voor het duurzaam opbouwen van populaties. Dat dit drempelverhogend kan werken voor waterbeheerders en terreinbeherende organisaties om aan het uitzetten van macrofauna te beginnen zijn we ons bewust, maar dit is noodzakelijk om potentiële negatieve consequenties voor de uit te zetten dieren of eventueel de doellevensgemeenschap te voorkomen.

Waar de dieren vandaan te halen; actief in het veld verzamelen versus kweken

Twee belangrijke problemen waar we tegenaan liepen tijdens het uitvoeren van het onderzoek en die bij iedereen die een introductie wil uitvoeren zullen gaan spelen is het feit dat veel soorten dusdanig zeldzaam zijn in Nederland (of verdwenen) dat het niet goed mogelijk is deze in grote aantallen te verzamelen en/of dat het lastig is grote aantallen van een soort te verzamelen in een beek. Reguliere monstertechnieken bleken veel te lage aantallen op te leveren en handmatig verzamelen is alleen mogelijk bij op het oog herkenbare soorten. Dat laatste is vrij problematisch bij het merendeel van de macrofauna (bijv. haften). De oplossing voor beide problemen is het kweken van deze soorten. Hoe dit precies uit te voeren is in dit onderzoek buiten beschouwing gelaten, maar uit ervaring van de auteurs met o.a. kokerjuffers en steekmuggen blijkt dit lastig en tijdrovend (pers. obs. R. Verdonschot, P. Verdonschot). Soms zijn nakweek-dieren zwak en veel kleiner dan normaal; waarschijnlijk missen ze een bepaalde voedingsstof die ze in de natuur wel binnenkrijgen. Onze aanbeveling is dan ook aan dit onderwerp gerelateerd vervolgonderzoek te richten op het optimaliseren van het kweekproces van macrofaunasoorten, zodat grote aantallen individuen van een soort genereerd kunnen worden en vervolgens kunnen worden uitgezet. Tegelijkertijd werpt dit weer de vraag op of dit dan genetische consequenties heeft voor de gekweekte populatie (hoe voorkom je inteelt, waar haal je de kweekdieren in eerste instantie vandaan). Deze genetische aspecten zouden bij het opzetten van kweeklijnen moeten worden meegenomen.

Natuurbeelden en het uitzetten van beekmacrofauna

Tenslotte willen we nog wijzen op een ander aspect wat we tijdens dit onderzoek veelvuldig tegenkwamen, namelijk meningsverschillen over de noodzaak van het uitzetten van macrofauna. Het natuurbeeld dat mensen hebben, verschilt van persoon tot persoon. Het meest voorkomende was het volgende contrast. Een deel van de mensen vinden op deze manier ingrijpen in een ecosysteem gerechtvaardigd; tenslotte hebben we ook al meer dan eeuw gezorgd voor sterke degradatie en het verdwijnen van allerlei soorten. Als een soort niet meer op eigen kracht in een hersteld systeem kan terugkomen, dan mag deze best een handje geholpen worden, zeker wanneer deze soort ook nog eens iets positief kan bijdragen aan het functioneren van het systeem. Een ander deel bestrijdt dit; ze vinden dat we de natuur volledig zijn eigen gang moeten laten gaan en dat het uitzetten van soorten gewoon 'tuinieren' is. Soorten moeten op eigen kracht terugkomen in herstelde systemen anders is het niet natuurlijk. Meer inhoudelijk waren er ook mensen die bezwaar hebben tegen het gebruiken van een referentielevensgemeenschap uit het verleden en daarop te baseren dat er soorten ontbreken, omdat je ecosystemen zich ontwikkelen in een veranderende wereld (neem klimaatverandering) en daarmee nooit hetzelfde kunnen zijn als in het verleden. In vervolgstudies is het belangrijk deze verschillende beelden in het achterhoofd te houden en er voor te zorgen dat er een goede en open communicatie is tussen alle betrokkenen.

Tot slot

De eerste positieve resultaten behaald in de casestudie — waarin een 'ambassadeur' voor natuurlijke laaglandbeken in Noordwest Europa is gebruikt met betrekking tot milieu en habitateisen die ook nog eens te boek staat als een ecosysteem engineer met grote invloed op het ecosysteemfunctioneren — geven aan dat we met de opzet die we in deze studie hebben ontwikkeld de goede richting op lijken te gaan. Natuurlijk kunnen we pas over een aantal jaren concluderen of er sprake is van een langere-termijn-succes, maar dat is inherent aan dit type innovatieve en unieke studies. Immers is dit deze eerste keer dat een macrofauna-introductie gecontroleerd in Nederland is uitgevoerd en voor zover we weten ook binnen Europa nooit zo gedetailleerd is onderzocht. We stellen daarom dat de ontwikkelde protocollen als mal kunnen dienen voor het uitvoeren van toekomstige introducties van macrofauna in andere beeksystemen.

8 Literatuur

- Ahlroth, P., Alatalo, V., Holopainen, A., Kumpulainen, T., Suhonen, J. (2003) Founder population size and number of source populations enhance colonization success in waterstrider. *Oecologia* 137: 617-620.
- Alderman, D.J., Polgase, J.L., Frayling, M., Hogger, J. (1984) Crayfish plague in Britain. *Journal of Fish Diseases* 7: 401-405.
- Allan J.D. (1995) Stream ecology: structure and function of running waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Barnard, P. and Ross, E. (2012) The Adult Trichoptera (Caddisflies) of Britain and Ireland. RES Handbook Volume 1, Part 17.
- Beveridge, O., Lancaster, J. (2007) Sub-lethal effects of disturbance on a predatory net-spinning caddisfly. *Freshwater Biology* 52: 491-499.
- Bilton, D.T., Freeland, J.R., Okamura, B. (2001) Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 159-181.
- Boggs, C.L. (2009) Understanding insect life histories and senescence through a resource allocation lens. *Functional Ecology* 23:27-37.
- Claessens, E. (1978) Makrofaunaonderzoek in de Zuid-Veluwse beken: de Duno, De Seelbeek en de Hoge Oorsprong. Natuurbeheer verslag n0. 448 Landbouwhogeschool Wageningen, Wageningen.
- Collier, K.J., Smith, B.J. (1998) Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. *Hydrobiologia* 361: 53-65.
- Covich, A.P., Austen, M.C., Bärlocher, F., Chauvet, E., Cardinale, B.J., Biles, C.L., Inchausti, P., Dangles, O., Solan, M., Gessner, M.O., Statzner, B., Moss, B. (2004) The role of biodiversity in the functioning of freshwater and marine benthic ecosystems. *BioScience* 54: 767-775.
- Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B-E., Larsen, B.M. & Söderberg, H. (2009) Restoration of freshwater pearl mussel streams. WWF Sweden, Solna.
- Didderen, K., Verdonschot, P., (2009) De actuele toestand van beekherstel in Nederland. *H2O* 8: 4-5.
- Duffey E (1977) The re-establishment of the large copper butterfly *Lycaena dispar batava* obth. on Woodwalton Fen National Nature Reserve, Cambridgeshire, England, 1969-73. *Biological Conservation* 12: 143-158.
- EEA, 2012. European waters - assessment of status and pressures. European Environment Agency, Copenhagen. EEA Report No 8/2012. 100 pp.

Engelhardt, C.H.M., Pauls, S.U., Haase, P. (2008) Population genetic structure of the caddisfly *Rhyacophila pubescens*, Pictet 1834, north of the Alps. *Fundamental and Applied Limnology* 173: 165-176.

Feld C.K., Birk S., Bradley D.C., Hering D., Kail J., Marzin A., Melcher A., Nemitz D., Pedersen M.L., Pletterbauer F., Pont D., Verdonschot P.F.M. & Friberg N. (2011) From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. *Advances in Ecological Research* 44: 120-209.

Frankenhuyzen, K. van (1974) Onderzoek naar de hydrobiologische toestand van de Heelsumse beek m.b.t. problemen bij het beheer. Notitie C.J.N. afdeling Ede-Wageningen.

Fuchs, U., Statzner, B. (1990) Time scales for the recovery potential of river communities after restoration: Lessons to be learned from smaller streams. *Regulated Rivers: Research and Management* 5: 77-87

Haag, W.R., Williams, J.D. (2013) Biodiversity on the brink: an assessment of conservation strategies for North American freshwater mussels. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-013-1524-7

Haase, P., D. Hering, S. C. Jähnig, A. W. Lorenz, A. Sundermann (2013) The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704: 475-488

Handschin, H. (1995) Wiederansiedlungsversuche der Steinfliege (*Dinocras megacephala*) am Hochrhein bei Basel. *Sandoz-Rheinfonds* :174-176.

Higler, L.W.G. (2008a) Verspreidingsatlas Nederlandse kokerjuffers (Trichoptera). *European Invertebrate Survey – Nederland*, Leiden.

Higler, B. (2008b) Distribution of caddisflies in The Netherlands. *Ferrantia* 55:66-69.
Hoffmann, A. (2000) The Association of the Stream Caddisfly *Lasiocephala basalis* (Kol.) (Trichoptera: Lepidostomatidae) with Wood. *International Review of Hydrobiology* 85, 79-93.

Hochkirch, A., Kathrin A. Witzemberger, Anje Teerling, Friedhelm Niemeyer (2007) Translocation of an endangered insect species, the field cricket (*Gryllus campestris* Linnaeus, 1758) in northern Germany. *Biodiversity and Conservation* 16: 3597-3607

Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.

Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W.S., Reich, P.B., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Tilman, D., van Ruijven, J., Weigelt, A., Wilsey, B.J., Zavaleta, E.S., Loreau, M. (2011) High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature* 477: 199-203.

IUCN/SSC (2013) Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 pp.

Jannot, J.E. (2009) Life history plasticity and fitness in a caddisfly in response to proximate cues of pond-drying. *OECOLOGIA* 161:267-277

- Kappe, B., Laauw, E., Smit, H., Wildschut, L. (1981) De Heelsumse beek. Een chemisch en een makrofaunaonderzoek en een aanzet tot een beheersplan. Rapport LH/Nb nr. 605 Landbouwhogeschool Wageningen, Wageningen.
- Keizer-Vlek, H.E., Verdonschot, P.F.M., Verdonschot, R.C.M., Goedhart, P.W. (2012) Quantifying spatial and temporal variability of macroinvertebrate metrics. *Ecological Indicators* 23: 384-393.
- Kemp, E., Birkinshaw, N., Peay, S., Hiley, P.D. (2003) Reintroducing the White-clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Conserving Natura 2000 Rivers Conservation Techniques Series No. 1*. English Nature, Peterborough.
- Koese, B. (2008) De Nederlandse steenvliegen (Plecoptera). *Entomologische tabellen 1*. Nautilus, Leiden.
- Kohler, S.L., Wiley, M.J. (1997) Pathogen outbreaks reveal large-scale effects of competition in stream communities. *Ecology* 78: 2164-2176.
- Malicky, H. (2004) Atlas of European Trichoptera: Atlas der Europäischen Köcherfliegen / Atlas des Trichoptères d'Europe. Second edition. Springer, Dordrecht.
- Malmqvist, B (2000) How does wing length relate to distribution patterns of stoneflies (Plecoptera) and mayflies (Ephemeroptera)? *Biological Conservation* 93: 271-276
- Malmqvist, B., Rundle, S., Bronmark, C., Erlandsson, A. (1991) Invertebrate colonization of a new, man-made Stream in southern Sweden. *Freshwater Biology* 26: 307-324.
- Mol, A.W.M. (1985a) Een overzicht van de Nederlandse haften (Ephemeroptera) 1. Siphonuridae, Baetidae en Heptageniidae. *Entomologische berichten* 45:105-111.
- Mol, A.W.M. (1985b) Een overzicht van de Nederlandse haften (Ephemeroptera) 2. Overige families. *Entomologische berichten* 45:128-135.
- Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers & L.L.J. van Nieuwerburgh (red.) (2012) Referenties en maatlaten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. STOWA rapport 2012-31, STOWA, Amersfoort.
- Nijboer, R.C., Schmidt-Kloiber A. (2004) The Effect of Excluding Taxa with Low Abundances or Taxa with Small Distribution Ranges on Ecological Assessment. In: Hering, D., Verdonschot, P.F.M., Moog, O., Sandin, L. (eds.) *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*. *Developments in Hydrobiology* 175. P. 347-363.
- Nijboer, R. (2004) The ecological requirements of *Agapetus fuscipes* Curtis (Glossosomatidae), a characteristic species in unimpacted streams. *Limnologica* 34, 213-223.
- Nijboer, R.C., van den Hoorn, M.W., Verdonschot, P.F.M. (2003) Verkenning van de waarde van historische gegevens voor het invullen van biologische referentietoestanden voor beken en sloten. Wageningen. Alterra-rapport 755, Alterra.
- Olden, J.D., Kennard, M.J., Lawler, J.J., Poff, N.L., (2011) Challenges and opportunities in implementing managed relocation for conservation of freshwater species. *Conservation Biology* 25: 40-47.
- Palmer, M.A. (2009) Invited Odum essay: Reforming watershed restoration: science in need of application and applications in need of science. *Estuaries and Coasts* 32: 1-17.

- Phillips, I.D., Vinebrooke, R.D., Turner, M.A. (2003) Experimental reintroduction of the crayfish species *Orconectes virilis* into formerly acidified Lake 302S (Experimental Lakes Area, Canada). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66:1892-1902.
- Popescu, V.D., Hunter, M.L. (2012) Assisted colonization of wildlife species at risk from climate change. In: J. Brodie, E. Post, D. Doak (eds.) *Conserving wildlife populations in a changing climate*. University of Chicago Press.
- Reynolds, J., Souty-Grosset, C. (2011) *Management of Freshwater Biodiversity. Crayfish as Bioindicators*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Resh, V.H. (1977) Habitat and substrate influences on population and production dynamics of a stream caddisfly, *Ceraclea ancylus* (Leptoceridae). *Freshwater Biology* 7: 261-277.
- Rupprecht, R. (2009) Attempts to re-colonize water insects in German brooks. *Aquatic insects* 31: 429-441.
- Schulz, R., Stucki, T., Souty-Grosset, C. (2002) Roundtable session 4A. Management: reintroductions and restocking. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 367: 917-922.
- Sint, D., Füreder, L. (2004) Reintroduction of *Astacus astacus* in east Tyrol, Austria. *Bull. Fr. Pêche Piscic* 372-373: 301-314.
- Schmidt-Kloiber, A., Hering, D. (eds.) (2012) www.freshwaterecology.info - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 5.0.
- Sode, A., Wiberg-Larsen, P. (1993) Dispersal of adult Trichoptera at a Danish forest brook 30: 439-446.
- Stevens, DJ; Hansell, MH; Monaghan, P (2000) Developmental trade-offs and life histories: strategic allocation of resources in caddis flies. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 267: 1511-1515.
- Stewart, A.J.A. (2012) Where to Next? The Future of Insect Conservation. *Insect Conservation: Past, Present and Prospects* pp. 403-417.
- Sundermann, A., Stoll, S., Haase, P. (2011) River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21:1962-1971.
- Swartz, M.W., Hellmann, J.J., McLachlan, J.M., Sax, D.F., Borevitz, J.O., Brennan, J., Camacho, A.E., Ceballos, G., Clark, J.R., Doremus, H., Early, R., Etterson, J.R., Fielder, D., Gill, J.L., Gonzalez, P., Green, N., Hannah, L., Janmieson, D.W., Javeline, D., Minter, B.A., Odenbaugh, J., Polasky, S., Richardson, D.M., Root, T.L., Safford, H.D., Sala, O., Schneider, S.H., Thompson, A.R., Williams, J.W., Vellend, M., Vitt, P., Zellmer, S. (2012) Managed relocation: integrating the scientific, regulatory, and ethical challenges. *Bioscience* 62: 732-743.
- Svensson, B.W. (1974) Population movements of adult Trichoptera at a South Swedish stream. *Oikos*, 25: 157-175.
- Tachet H., Bournaud M., Richoux P. & Usseglio-Polatera P. (2000) *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris.

- Tempelman, D., Lock, K., Scheepens, M., Sanabria, M. (2011) *Oligostomis reticulata* opnieuw in Nederland en Vlaanderen gevonden. *Digitale kokerjuffer* 7:5-11.
- Thompson, D.J. (2010) Re-introduction of the Southern Damselfly to Venn Otterly Common, Devon UK. P29-32. In: Soorae PS (ed.) *Global re-introduction perspectives 2010: additional case studies from around the globe*. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, Abu Dhabi.
- Verdonschot R.C.M., Verdonschot, P.F.M. (2014) Inpassen of verdringen? Ongewervelde exoten in zoetwaterecosystemen. *De Levende Natuur* 115: 49-56.
- Verdonschot R.C.M., Verdonschot, P.F.M. (2013) Habitat- en systeemgeschiktheid van beeksystemen voor beekvissen. Rapport nr. 2013/OBN168-BE. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische zaken, Den Haag.
- Verdonschot, P.F.M., Besse-Lototskaya, A.A., Dekkers, D.B.M., Verdonschot, R.C.M. (2012) Mobility of lowland stream Trichoptera under experimental habitat and flow conditions. *Limnologia* 42: 227-234.
- Verdonschot, R.C.M., Didderen, K., Verdonschot, P.F.M. (2012) Importance of habitat structure as a determinant of the taxonomic and functional composition of lentic macroinvertebrate assemblages. *Limnologia* 42: 31-42.
- Waringer, J., Graf, W. (2011) *Atlas der Mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven*. Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben.
- Wallace, I.D., Wallace, B., Philipson G.N. (2003) *Keys to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland*. Freshwater Biological Association. Ambleside, Cumbria, UK.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology and Systematics* 41: 115-139.
- Willis, S.G., Hill, J.K., Thomas, C.D., Roy, D.B., Blakeley, D.S., Huntley, B. (2009) Assisted colonization in a changing climate: a test-study using two U.K. butterflies. *Conservation Letters* 2: 46-52.
- Wissinger, S., Steinmetz, J., Alexander, J.S. (2004) Larval cannibalism, time constraints, and adult fitness in caddisflies that inhabit temporary wetlands. *Oecologia* 138:39-47.
- Woodward, G., Gessner, M.O., Giller, P.S., Gulis, V., Hladyz, S., Lecerf, A., Malmqvist, B., McKie, B.G., Tiegs, S.D., Cariss, H., Dobson, M., Elojegi, A., Ferreira, V., Graça, M.A.S., Fleituch, T., Lacoursière, J.O., Nistorescu, M., Pozo, J., Risnoveanu, G., Schindler, M., Vadineanu, A., Vought, L.B.-M., Chauvet, E. (2012) Continental-scale effects of nutrient pollution on stream ecosystem functioning. *Science* 336: 1438-1440.
- Woodward, G. (2009) Biodiversity, ecosystem functioning and food webs in fresh waters: assembling the jigsaw puzzle. *Freshwater Biology* 54: 2171-2187.

Bijlage 1. Vaststellen van de ecologische kwaliteit van een beek m.b.v. de multimetric-amoebe beken

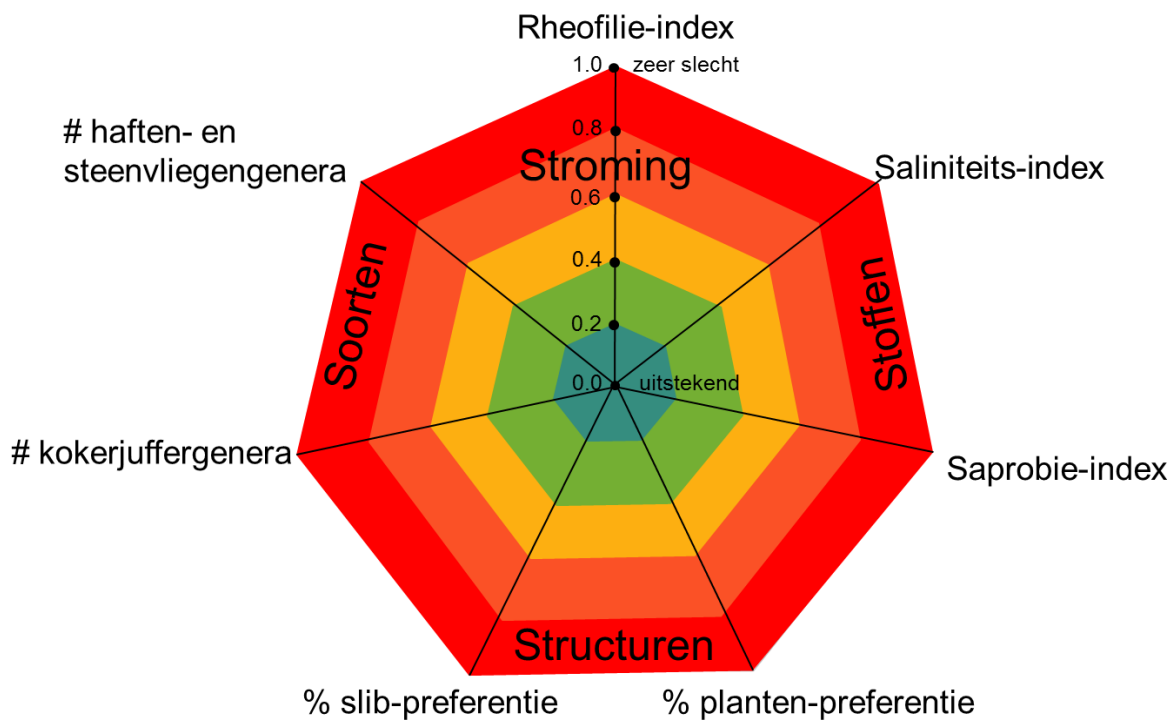
Voor beken is door Alterra de zogenoemde 'multimetric-amoebe' (MM-amoebe beken) ontwikkeld, een uitvloeisel van studies naar de indicatiewaarde van fauna bij het beoordeling van de ecologische kwaliteit (Verdonschot & Verdonschot 2010, Verdonschot et al. 2012). Hierin zijn de milieu- en habitatpreferenties van macrofaunasoorten (Verberk et al. 2012) gekoppeld aan vier sleutelcomponenten van een beekecosysteem, namelijk stroming, structuren, stoffen en soorten (5-S model; Verdonschot 1995). Voor elke sleutelcomponent zijn telkens één of twee metrics gekozen zijn die de belangrijkste gradiënten weergeven van 'natuurlijke' ongestoorde naar gedegradeerde of sterk beïnvloede systemen waarvan algemeen bekend is dat deze indicatief zijn voor de kwaliteit van stromende wateren. De 7 metrics waaruit de MM-amoebe beken bestaat zijn:

1. Rheofilie (Stroming). Index die de preferentie van soorten voor bepaalde stroomsnelheden aangeeft en die varieert van soorten die alleen in stilstaand water voorkomen tot soorten die alleen op plekken met hoge stroomsnelheden leven. Een laag aandeel rheofiele soorten geeft aan dat de stroomsnelheid zeer laag is of dat er stagnatie optreedt.
2. Aantal kokerjuffer (Trichoptera) genera (Soorten): Index die kokerjuffers gebruikt omdat kokerjuffers een goede indicator zijn voor de ecologische kwaliteit van aquatische systemen, zowel voor stromende als stilstaande wateren.
3. Aantal haften (Ephemeroptera) en steenvliegen (Plecoptera) genera (Soorten): Index die de aanwezigheid van veel haften en steenvliegen genera gebruikt omdat die typerend voor stromend water met een hoge ecologische waarde zijn.
4. Aandeel waterplanten-bewonende soorten (Structuren): Ten opzichte van stromende wateren herbergen moerassen, sloten, afgesloten beekarmen en andere stilstaande plantenrijke wateren een hoog aandeel fyto-macrofauna. Deze index gebruikt soorten die waterplanten nodig hebben om te kunnen leven, bijvoorbeeld voor voortplanting, emergentie, vestigingssubstraat en voedselvoorziening. Massale waterplantengroei is negatief in een beeksysteem en is vaak het gevolg van een combinatie van te weinig beschaduwing van het beeksysteem, een verstoorde hydrologie en veel voedingsstoffen.
5. Aandeel slib-bewonende soorten (Structuren): Verslibbing, bijvoorbeeld als gevolg van stagnatie, leidt tot een grote toename van soorten die leven in of zich voeden met slib. Deze index is hierop gebaseerd.
6. Saprobie (Stoffen): Index waarin de gevoeligheid van soorten voor organische belasting en de daarmee gepaard gaande lage zuurstofbeschikbaarheid en het vrijkomen van toxische verbindingen verwerkt is.
7. Saliniteit (Stoffen): Index waarin de gevoeligheid van soorten voor hoge ionen-concentraties, waaronder chloride, verwerkt is. Hoge of wisselende ionen-concentraties duiden op verstoringen zoals het inlaten van gebiedsvreemd water of inspoeling van stoffen vanaf aanliggende landbouwgronden. Veel soorten zijn hier slecht tegen bestand.

De metrics zijn als volgt berekend. De soortenlijsten van de monsterpunten en hun $\log_2(x+1)$ -getransformeerde abundanties zijn gekoppeld aan de indicatiewaarden van de soorten zoals opgegeven in Verberk et al. 2012. De indicatiewaarden zijn verdeeld over verschillende klassen volgens de zogenoemde 'fuzzy coding' techniek: afhankelijk van de

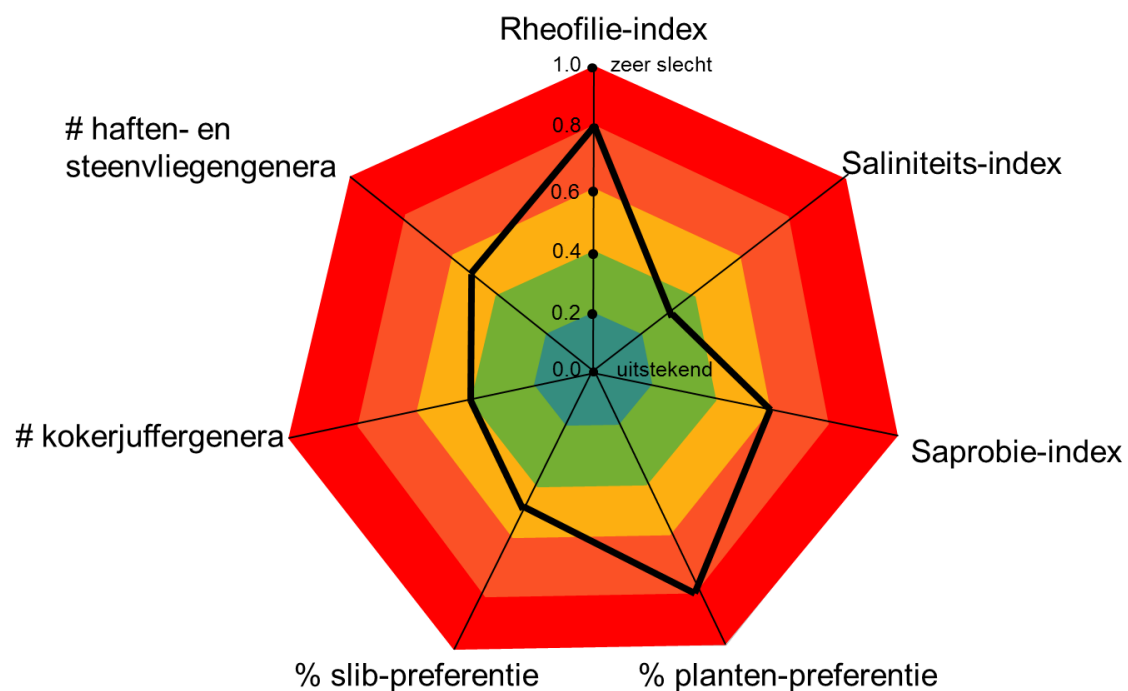
habitat- en milieupreferentie van een soort zijn 10 punten verdeeld over de relevante klassen. Bijvoorbeeld een soort met een voorkeur voor snelstromend water, maar die ook wel op plekken met matige stroming voorkomt krijgt de score: snel stromend = 8 punten, matig stromend = 2 punten, langzaam stromend = 0 punten etc. Omdat de abundantie van soorten ook belangrijk is in de beoordeling (omdat dit een maat van succes van een soort is in het systeem) worden de scores hiervoor gecorrigeerd. Per monster is de gewogen score van alle aanwezige soorten gesommeerd en is het relatieve percentage per klasse uitgerekend. In het geval van rheofilie, saprobie en saliniteit zijn de percentages omgezet naar een index. Voor de soorten-metrics is simpelweg het aantal genera per orde geteld. Voor het aantal waterplanten- en slibtaxa is het aandeel berekend.

De volgende stap is dat de informatie die de soortensamenstelling geeft lineair geschaald is van 0 naar 1 op basis van de waarden die gevonden zijn in Nederlandse (referentie)beken en sloten (Nijboer et al. 2003, Verdonschot & Nijboer 2004). Dit maakt de verschillende metrics onderling vergelijkbaar. Er worden vijf scoreklassen onderscheiden: 0-0.2 = uitstekend, 0.2-0.4 = goed, 0.4-0.6 = middelmatig, 0.6-0.8 = slecht, 0.8-1.0 = zeer slecht. Deze uitkomst wordt weergegeven in een zogenoemd amoebe-diagram (Fig. B1.1). In het diagram wordt aan de hand van metrics voor de verschillende componenten weergegeven of deze onder druk staan, wat gevisualiseerd wordt als een uitstulping (vandaar de naam amoebe) in het diagram (Fig. B1.2).



Figuur B1.1: De multimetric-amoebe beken integreert de sleutelcomponenten van beekecosystemen op basis van ecologische preferenties van macrofaunasoorten.

Figure B1.1: The multimetric-amoebe for streams integrates the key determinants of stream ecosystems based on ecological preferences of macroinvertebrates.



Figuur B1.2: Voorbeeld score beekstelsysteem, de 'uitstulpingen' geven de ernst van de problemen weer.

Figure B1.2: Example scores stream ecosystem, the 'peaks' in the diagram are an indication of the severity of the ecological problems.

Literatuur

- Nijboer, R., Verdonschot, P., van den Hoorn, M. (2003). Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse sloten. Een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. Alterra-rapport 688, Alterra, Wageningen.
- 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.
- Verdonschot, R.C.M., Keizer-Vlek, H.E., Verdonschot, P.F.M. (2012). Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. Ecological Indicators 13: 232-242.
- Verdonschot, R.C.M., Verdonschot, P.F.M. (2010) Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit : ontwikkeling van graadmeters voor sloten en beken. WOt-rapport / Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu 113, Wageningen
- Verdonschot, P.F.M., Nijboer, R.C. (2004) Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse beken. Een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. Alterra-rapport 756, Alterra, Wageningen.
- Verdonschot, P.F.M. (1995). Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, Subgroep Beekherstel, Publicatie WEW-06/Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Publicatie 95-03, Utrecht.

Bijlage 2 Dichtheden aquatische ongewervelden in de Rode Beek in verschillende microhabitattypen.

Tabel B2.1 geeft de dichtheden van aquatische ongewervelden in de Rode Beek in de verschillende microhabitattypen.

Tabel B2.1: Aantallen macrofauna per $m^2 \pm 1SE$ in grind, zand en grof organisch materiaal (CPOM). Er is geen onderscheid gemaakt in dode en levende dieren. Significante verschillen tussen habitats zijn weergegeven met verschillende letters.

Table B2.1: Number of macroinvertebrates per $m^2 \pm 1SE$ in gravel, sand and coarse particulate organic matter (CPOM). Dead and alive individuals were not counted separately. Significant differences between microhabitats are indicated with different letters.

Taxon	Grind	Zand	CPOM
Ephemeroptera			
<i>Baetis rhodani</i>	168 $\pm$ 18 ^A	8 $\pm$ 3 ^B	59 $\pm$ 13 ^C
Coleoptera			
<i>Limnius volckmari</i> ad.	1 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Limnius</i> sp. lv.	137 $\pm$ 23 ^A	4 $\pm$ 1 ^B	0 $\pm$ 0 ^C
<i>Elmis aenea</i> ad.	12 $\pm$ 3 ^A	0 $\pm$ 0 ^B	13 $\pm$ 4 ^A
<i>Elmis maugetii</i> ad.	1 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Elmis</i> sp. lv.	267 $\pm$ 32 ^A	1 $\pm$ 1 ^B	42 $\pm$ 12 ^C
<i>Elodes</i> sp. lv.	1 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	2 $\pm$ 1
<i>Hydraena gracilis</i> ad.	1 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
Mollusca			
<i>Spaeridae</i> sp.	0 $\pm$ 0 ^A	124 $\pm$ 22 ^B	117 $\pm$ 33 ^B
<i>Ancylus fluviatilis</i>	7 $\pm$ 2 ^A	0 $\pm$ 0 ^B	6 $\pm$ 2 ^A
Odonata			
<i>Calopteryx virgo</i>	0 $\pm$ 0 ^A	0 $\pm$ 0 ^A	3 $\pm$ 1 ^B
<i>Cordulegaster boltoni</i>	0 $\pm$ 0 ^A	1 $\pm$ 1 ^{AB}	3 $\pm$ 1 ^B
Plecoptera			
<i>Leuctra nigra</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Nemoura avicularis</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1 $\pm$ 1
Trichoptera			
<i>Agapetus fuscipes</i>	2 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Glyptotendipes pallidus</i>	0 $\pm$ 0 ^A	0 $\pm$ 0 ^A	6 $\pm$ 2 ^B
<i>Halesus radiatus</i>	0 $\pm$ 0 ^A	0 $\pm$ 0 ^A	5 $\pm$ 2 ^B
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	18 $\pm$ 3 ^A	1 $\pm$ 1 ^B	7 $\pm$ 2 ^C
<i>Hydropsyche siltalai</i>	33 $\pm$ 8 ^A	1 $\pm$ 1 ^B	14 $\pm$ 4 ^C
<i>Lasiocephala basalis</i>	7 $\pm$ 2 ^A	0 $\pm$ 0 ^B	87 $\pm$ 17 ^C
<i>Limnephilus rhombicus</i>	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
<i>Lype reducta</i>	2 $\pm$ 1	0 $\pm$ 0	17 $\pm$ 9
<i>Plectrocnemia</i> sp.	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1 $\pm$ 1
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	1 $\pm$ 1 ^A	2 $\pm$ 1 ^A	24 $\pm$ 9 ^B
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	6 $\pm$ 2 ^A	0 $\pm$ 0 ^B	1 $\pm$ 1 ^B
<i>Sericostoma personatum</i>	15 $\pm$ 4	16 $\pm$ 3	26 $\pm$ 9

Taxon [vervolg]	Grind	Zand	CPOM
<i>Silo pallipes</i>	44 ± 7 ^A	0 ± 0 ^B	0 ± 0 ^B
Chironomidae			
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	0 ± 0 ^A	0 ± 0 ^A	106 ± 26 ^B
<i>Brillia flavifrons</i>	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
<i>Brillia bifida</i>	0 ± 0 ^A	0 ± 0 ^A	6 ± 2 ^B
<i>Chaetocladius piger</i> agg.	0 ± 0	0 ± 0	1 ± 1
<i>Paracladopelma</i> sp.	0 ± 0	1 ± 1	0 ± 0
<i>Conchapelopia melanops</i>	0 ± 0 ^A	0 ± 0 ^A	2 ± 1 ^B
<i>Corynoneura</i> cf. <i>lacustris</i>	0 ± 0	0 ± 0	1 ± 1
<i>Corynoneura coronata</i> agg.	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
<i>Heterotanytarsus apicalis</i>	0 ± 0	0 ± 0	1 ± 1
<i>Limnophyes</i> sp.	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
<i>Micropsectra</i> sp.	0 ± 0 ^A	0 ± 0 ^A	8 ± 3 ^B
<i>Microtendipes</i> cf. <i>diffinis</i>	0 ± 0	0 ± 0	1 ± 1
<i>Odontomesa fulva</i>	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
<i>Parametriocnemus stylatus</i>	6 ± 2 ^A	4 ± 1 ^A	29 ± 5 ^B
<i>Polypedilum acifer</i>	1 ± 1 ^A	63 ± 14 ^B	0 ± 0 ^A
<i>Polypedilum</i> cf. <i>scalaenum</i>	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
<i>Polypedilum convictum</i>	3 ± 1 ^A	0 ± 0 ^B	6 ± 3 ^A
<i>Polypedilum pedestre</i>	0 ± 0 ^A	0 ± 0 ^{AB}	2 ± 1 ^B
<i>Prodiamesa olivacea</i>	0 ± 0 ^A	9 ± 2 ^B	16 ± 4 ^B
<i>Rheocricotopus fuscipes</i>	1 ± 1 ^A	2 ± 1 ^A	89 ± 14 ^B
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	3 ± 2	1 ± 1	1 ± 1
<i>Stictochironomus</i> sp.	1 ± 1 ^A	31 ± 9 ^B	1 ± 1 ^A
Planaria			
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	13 ± 3 ^A	2 ± 1 ^B	4 ± 2 ^B
TOTAAL	2988 ± 227^A	1764 ± 202^B	3306 ± 500^A

10.

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

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



**Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en
gefinancierd door het ministerie van Economische Zaken en BIJ12**

Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 9
3972 NG Driebergen
0343-745250

W.A. (Wim) Wiersinga

Adviseur Plein van de kennis/
Programmaleider Kennisnetwerk OBN
0343-745255 / 06-38825303
w.wiersinga@vbne.nl

M. (Mark) Brunsveld MSc

Programma-medewerker OBN
0343-745256 / 06-31978590
m.brunsveld@vbne.nl