

Habitat- en systeemgeschiktheid van beeksystemen voor beekvissen



Ralf C.M. Verdonschot
Piet F.M. Verdonschot



Ministerie van Economische Zaken

Op de voorpagina: Riviergrondel (*Gobio gobio*). Foto: P. Verdonschot

© 2012 Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken

Rapport nr. 2012/OBN168-BE
Den Haag, 2012

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

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

Deze uitgave kan schriftelijk of per e-mail worden besteld bij het Bosschap onder vermelding van code 20122/OBN168-BE en het aantal exemplaren.

Oplage 150 exemplaren

Samenstelling R.C.M. Verdonschot en P.F.M. Verdonschot

Druk Ministerie van EZ, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij

Productie Bosschap, bedrijfschap voor bos en natuur
Bezoekadres : Princenhof Park 9, Driebergen
Postadres : Postbus 65, 3970 AB Driebergen
Telefoon : 030 693 01 30
Fax : 030 693 36 21
E-mail : algemeen@bosschap.nl

Voorwoord

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

In het kader van Natura 2000 zijn voor beekdalen instandhoudingsdoelen geformuleerd voor verschillende beekvissen zoals kleine en grote modderkruiper, rivierdonderpad, rivierprik en bittervoorn. De Rode Lijst bevat eveneens veel beekvissen, waaronder de beekprik, barbeel, sneep, elrits en kwabaal.

De uitvoering van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) verplicht Nederland om ervoor te zorgen dat de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in 2015 op orde is. Vissen zijn een belangrijke indicator voor de kwaliteit van aquatische ecosystemen.

Daarom richtte dit onderzoek zich op het vertalen van deze indicatorrol naar concrete habitat- en systeemeisen, zodat waterbeheerders hierbij bij de planning en uitvoering van beekherstelmaatregelen rekening kunnen houden.

De eisen die beekvissen stellen aan een beek zijn samengevat in een software-applicatie, die te vinden is op de bijgevoegde CD-ROM en online op www.natuurkennis.nl. Deze applicatie is samen met waterbeheerders getest.

Uit de resultaten blijkt dat voor veel beken de aanplant van bomen langs de oever en het niet opruimen van het invallende hout de situatie voor beekvissen sterkt zou verbeteren. Daarnaast zijn er problemen met herkoloniseren van geschikte habitats.

In hoofdstuk 8.2 staan de aanbevelingen voor het beheer; welke maatregelen genomen moeten worden bij een hoge en bij een lage stikstofdepositie in stuifzanden en in kalkrijke of kalkarme duinen.

Ik wens u veel leesplezier.

Drs. E.H.T.M. Nijpels
Voorzitter Bosschap

Dankwoord

Een aantal mensen heeft bijgedragen bij de totstandkoming van dit rapport, die wij hierbij willen bedanken: Peter Paul Schollema (WS Hunze en Aas), Gertie Schmidt en Bert Knol (WS Regge en Dinkel), Harry van Buggenum (WS Roer en Overmaas), Tom Buijse (Deltares), Agata van Oosten-Siedlecka, Hanneke Keizer-Vlek en Jan de Brouwer (Alterra).

De auteurs

Summary

Stream fish are important indicators of stream ecosystem health. In this study, this indicator role is translated into a series of practical habitat and ecosystem characteristics, which can be used by water managers in the process of planning stream restoration projects. Aiming at the return of stream fish species or an increase in the size of fish populations in watersheds is important, since stream fish play an important role in the functioning of stream ecosystems. Based on the life history characteristics of six stream fish species (*Cottus periferetum/rhenatus*, *Gobio gobio*, *Squalius cephalus*, *Lota lota*, *Lampetra planeri*, *Leuciscus leuciscus*) key environmental and biotic factors are identified, as well as their relationships with anthropogenic stressors. Furthermore, these relationships are coupled to restoration measures. To make this information accessible, a software application is build. Through questions about the watershed under study, a water manager or conservationist could determine the suitability of a stream for one of the six species. Also, a series of possible restoration measures are suggested when certain factors are not suited for the species in question.

Inhoudsopgave

1	Introductie	7
2	Methode	9
3	Resultaten en discussie	14
3.1	Vergelijking van de knelpunten voor beekvissen: 'filters' en habitat templates.	15
3.2	Toepassing van de HSG-modellen	21
3.2.1	Habitat en systeemgeschiktheid van het Oudemolensche Diep voor beekvissen	21
3.2.2	Habitat- en systeemgeschiktheid van Gastersche Diep voor beekvissen: voorbeeld van een analyse van de korte-termijn-effecten van beekherstelmaatregelen	30
3.3	Naar een optimalisatie van de bruikbaarheid van de HSG-modellen voor beekvissen	41
3.3.1	De Ruënbergerbeek; hoe bruikbaar is bestaande KRW-trendmonitoringsdata voor het bepalen van de habitat- en systeemgeschiktheid voor beekvissen?	41
3.3.2	Kennishiaten	45
3.4	Beekherstel ten behoeve van beekvissen; een beschouwing	46
4	Conclusies	48
	Literatuur	49
	Bijlage 1: Literatuuronderzoek	51
	Bijlage 2: Handleiding Leidraad habitat- en systeemgeschiktheid beekvissen	69
	Bijlage 3: Verslag workshop Leidraad Beekvissen	75

1 Introductie

De Nederlandse beekdallandschappen zijn ingrijpend door de mens veranderd. Veel beken zijn genormaliseerd en gekanaliseerd, de afvoerpatronen zijn gereguleerd en de waterkwaliteit is verslechterd. Ook de beekbegeleidende gronden zijn verdroogd, geëutrofeerd en verzuurd. Dit heeft geleid tot een sterke nivellering van de beekdalecosystemen. Veel karakteristieke soorten zijn achteruit gegaan of zelfs verdwenen. Om de beekdallandschappen te behouden en te herstellen zijn de laatste decennia maatregelen genomen door natuurbeheerders in het kader van OBN en Natura 2000 en door regionale waterbeheerders in het kader van algehele kwaliteitsverbetering en WB21 en KRW opgaven. Meer lokaal zijn maatregelen genomen in het kader van het Soortenbeleid en middels de subsidieregeling Natuur (SAN/SN-inrichting).

Beekvissen zijn belangrijke graadmeters voor de ecologische staat van het beekdallandschap (Aggenbach et al. 2009). Beekvissen zijn meestal de toppredatoren binnen het beekecosysteem en functioneren als zodanig als zogenoemde 'ecosystem engineers'; soorten met een zeer grote sturende rol in het functioneren van het ecosysteem. Door bijvoorbeeld te foerageren op detritivore ongewervelden beïnvloeden ze zo de kringloop van stoffen binnen de beek. Daarnaast benutten beekvissen verschillende ruimtelijke en temporele schalen binnen een beekdallandschap. Beekvissen worden relatief oud en zijn tijdens hun leven niet gebonden aan één bepaalde plek in de beek. Om te kunnen overleven en hun levenscyclus te volbrengen zijn vissen afhankelijk van verschillende beekdalonderdelen. Tijdens het doorlopen van de verschillende levensfasen worden meestal diverse habitats gebruikt; binnen het beekdal of zelfs het complete stroomgebied. De positie die beekvissen innemen binnen het systeem maakt dat maatregelen voor beekdallandschapsherstel bij uitstek de habitateisen van beekvissen zouden moeten bevatten.

Bij het nemen van maatregelen ten behoeve van beekvissen is het opschalen van habitat- naar landschapsschaal essentieel. In het verleden zijn voor veel Nederlandse vissoorten HabitatGeschiktheidsIndex-modellen (HGI's; o.a. Semmekrot 1992, Aarts 1995, van Houten 1997) opgesteld, waarin de habitatcomponenten zijn opgenomen die noodzakelijk zijn in een waterlichaam om een levensvatbare populatie te kunnen herbergen. In deze modellen zijn de (a)biotische habitateisen van soorten gekwantificeerd. Echter, de habitatgeschiktheidsbenadering beperkt zich in de praktijk tot een selectie van kenmerken van een waterlichaam. Aspecten op een hoger landschappelijk schaalniveau – het beekdallandschap of een compleet stroomgebied – worden nauwelijks meegenomen, terwijl die mogelijk van doorslaggevend belang zijn. Daarnaast ontbreekt een temporele component; verschillen in de eisen die in verschillende seizoenen en levensjaren gesteld worden zijn niet opgenomen. Om de habitateisen van beekvissen op verschillende schaalniveaus inzichtelijk te maken, is een benadering nodig die de eisen die vissoorten aan hun omgeving stellen gedurende het doorlopen van hun levenscyclus koppelt aan de eigenschappen van het beekstelsel.

Aangrijpingspunt hiervoor is uit te gaan van de functionele eigenschappen ('traits') van vissoorten. In de loop van de evolutie zijn in soorten fysiologische, morfologische en gedragseigenschappen ontwikkeld die passen bij bepaalde combinaties van abiotische en biotische omstandigheden. Volgens de landschapsfilters-benadering (Poff 1997) kunnen de heersende milieuomstandigheden op verschillende schaalniveaus gezien worden als een hiërarchische serie van 'filters', die soorten van de regionale visfauna 'uitfiltert' op basis van het ontbreken van eigenschappen die noodzakelijk zijn onder bepaalde milieuomstandigheden. Systeemvoorwaarden die spelen op stroomgebiedsniveau, zoals geomorfologie van de ondergrond en het temperatuurverloop in de beek kunnen bijvoorbeeld beperkend zijn voor bepaalde soorten, terwijl voor andere soorten nu juist voorwaarden gesteld worden aan het microhabitat of de aanwezigheid van concurrenten. De verschillen tussen soorten zijn het gevolg van 'trade-offs'; eigenschappen die elkaar uitsluiten of altijd in bepaalde combinaties voorkomen. Vaak gaat een investering in een bepaalde aanpassing ten koste van de mogelijkheid tot investering in andere eigenschappen.

Verder treden er binnen het beekmilieu regelmatig veranderingen op, zoals in stroomsnelheid, afvoer, habitatsamenstelling en fysisch-chemische omstandigheden. De frequentie, omvang en voorspelbaarheid van deze variatie vormt een belangrijk onderdeel van de 'habitat template', dat beperkingen oplegt aan de soorten die in de beek voorkomen (Southwood 1977, 1988, Townsend & Hildrew 1994). De levensstrategieën van soorten geven een beeld van hoe in de loop van de evolutie soorten omgaan met deze temporele en ruimtelijke variatie. Een levensstrategie is een combinatie van eigenschappen 'traits' ontwikkeld door selectie onder milieuomstandigheden. Voor vissen zijn verschillende levensstrategieën gedefinieerd (Winemiller & Rose 1992, Vila-Gispert & Moreno-Amich 2002, Blanck et al. 2007). Een voorbeeld hiervan is de opportunistische strategie. Dit zijn soorten die onder andere zich snel ontwikkelen tot het volwassen stadium en bij een kleine lichaamslengte al reproduceren, een lange reproductieperiode hebben waarbij meerdere malen gepaaid wordt en kleine eieren produceren. Deze strategie past goed in onvoorspelbare milieus, waar bijvoorbeeld regelmatig verstoringen optreden in de vorm van lozingen vanuit overstorten of de turnover van habitats zeer groot is door het frequent optreden van piekafvoeren.

In deze studie worden de landschapsfilter- en habitat template-benadering toegepast op een selectie van enkele voor de Nederlandse beeksystemen belangrijke of bedreigde beekvissoorten. Er wordt een integrale methodiek ontwikkeld waarbij samenhang over verschillende landschapsschalen wordt verkregen en waarbij de methodiek ook praktisch toepasbaar is in beekdallandschapsbeheer en -herstel. Allereerst worden de levensstrategieën van enkele beekvissoorten en de landschapsfilters die voor deze soorten werken op het niveau van beekdallandschap en stroomgebied inzichtelijk gemaakt. Vervolgens worden de 'habitat templates' en landschapsfilters die voor de vissen relevant zijn gerelateerd aan de menselijke beïnvloeding van de Nederlandse beeksystemen. Op basis hiervan worden bron- en effectgerichte maatregelen gegeven, die negatieve effecten kunnen verminderen of zelfs teniet doen. De resultaten voor de verschillende vissoorten worden tenslotte met elkaar geïntegreerd, om te bekijken of er mogelijkheden zijn voor integratie van de soortspecifieke informatie. Op deze manier wordt een praktisch toepasbaar concept ontwikkeld dat bijdraagt aan het behouden, ontwikkelen of herstellen van beekdallandschappen ten bate van beekvissen.

2 Methode

Een groot aantal vissoorten kan in stromende wateren aangetroffen worden (De Nie 1996, Crombaghs et al. 2000). Voor deze analyse is gekozen voor rheofiele vissoorten die hun hele levenscyclus (kunnen) doorlopen in beken en riviertjes en op dit moment levensvatbare populaties in Nederland hebben. Binnen deze soorten is een selectie gemaakt van de voor het ecosysteem belangrijke soorten 'ecosystem engineers' en soorten die sterk achteruit gegaan zijn in beken. Hieruit zijn 6 soorten gekozen die een doorsnede vormen van de visgemeenschap in stromende wateren wat betreft levenstrategieën en functionele groepen. Dit zijn de Beekprik (*Lampetra planeri*), Serpeling (*Leuciscus leuciscus*), Kopvoorn (*Squalius cephalus*), Riviergrondel (*Gobio gobio*), Beek- of Rivierdonderpad (*Cottus perifretum/rhenatus*) en Kwabaal (*Lota lota*).

Op basis van artikelen in (inter)nationale *peer-reviewed* tijdschriften is voor deze 6 soorten een overzicht gemaakt van hun functionele eigenschappen en ecologische preferenties. Hiervoor is gebruik gemaakt van twee literatuurdatabases: "*Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*" en "*Web of Science*". Aangezien de eisen die door vissen aan het habitat gesteld worden sterk kunnen veranderen tijdens het doorlopen van de levenscyclus, is er onderscheid gemaakt tussen de verschillende levensfasen:

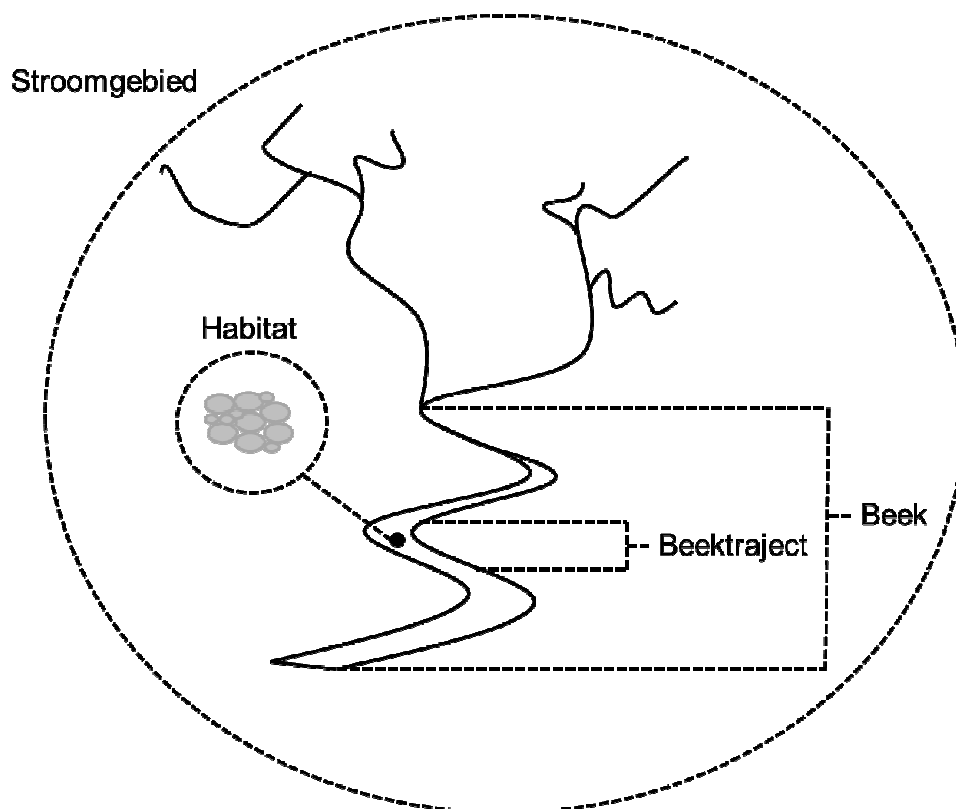
1. Volwassen vis
2. Voortplanting, eiafzet en ontwikkeling van ei tot vrijzwemmende larve
3. Vrijzwemmende larve
4. Juveniele vis.

De literatuurzoekactie leverde in totaal 332 bronnen met bruikbare gegevens op, afkomstig uit 25 verschillende landen (Bijlage 1). Dit betrof een breed scala aan gegevens over uiteenlopende onderwerpen, waaronder lichaamsgrootte, prooidieren, geprefereerde stroomsnelheid, leeftijd waarop de eerste voortplanting plaatsvindt, eiafzetsubstraat en maximale afgelegde afstand binnen beektraject (Tabel 1). De zoekopdracht is bewust niet beperkt tot populaties in stromende wateren, om de variatie of plasticiteit in eigenschappen die voorkomt binnen de soorten in beeld te krijgen.

De functionele eigenschappen en levensstrategieën van beekvissen hebben in ruimte en tijd een relatie met bepaalde milieuomstandigheden binnen een beek of stroomgebied. Op basis van deze koppeling zijn voor de geselecteerde soorten landschapsfilters en habitat templates afgeleid. Kwantificering van de milieuomstandigheden voor Nederlandse beeksystemen is gebaseerd op de beektypologie beschreven in het Aquatisch Supplement beken (Verdonschot 2000) en het 5-S Model voor beken (Verdonschot 1995). Verschillende landschappelijke schaalniveaus bleken relevant voor de vissoorten. Er zijn vier landschapsschalen onderscheiden: stroomgebied, beek, beektraject en habitat (Fig. 1). Binnen de milieuomstandigheden is onderscheid gemaakt in factoren gerelateerd aan systeemvoorwaarden, structuren, stroming, stoffen en soorten (Verdonschot 1995).

Deze gegevens zijn vervolgens gebruikt om per vissoort een Habitat- en SysteemGeschiktheidsmodel (HSG-model) op te stellen. Deze modellen geven tegelijkertijd de knelpunten aan voor de 6 soorten. Op het moment dat een soort 'uitgefilterd' wordt, kan dit twee oorzaken hebben: i. het systeem is ongeschikt; met andere woorden de geomorfologische, klimatologische of hydrologische omstandigheden die heersen op een plek passen niet bij de eisen die de soort stelt aan zijn leefgebied, ii. Menselijk handelen heeft geleid tot een verandering van de milieuomstandigheden waardoor een knelpunt voor de soort is ontstaan. Voorbeelden zijn normalisatie, kanalisatie, verdroging, stagnatie, verslibbing en eutrofiëring. Deze knelpunten zijn in beeld gebracht en in het tweede geval per soort vertaald naar de gewenste maatregelen. Dit kan zowel bestaande als nieuwe maatregelen betreffen, waarbij onderscheid gemaakt is tussen bron- en effectgerichte maatregelen. De verschillende stappen die in de leidraad doorlopen worden, zijn weergegeven middels een stroomschema in figuur 2.

Aan de hand van een aantal case-studies wordt het gebruik van de HSG-modellen geïllustreerd. In deze casestudies wordt de leidraad voor een aantal Nederlandse stroomgebieden doorlopen en de uitkomst hiervan is vergeleken met het werkelijke voorkomen van de geselecteerde vissoorten.

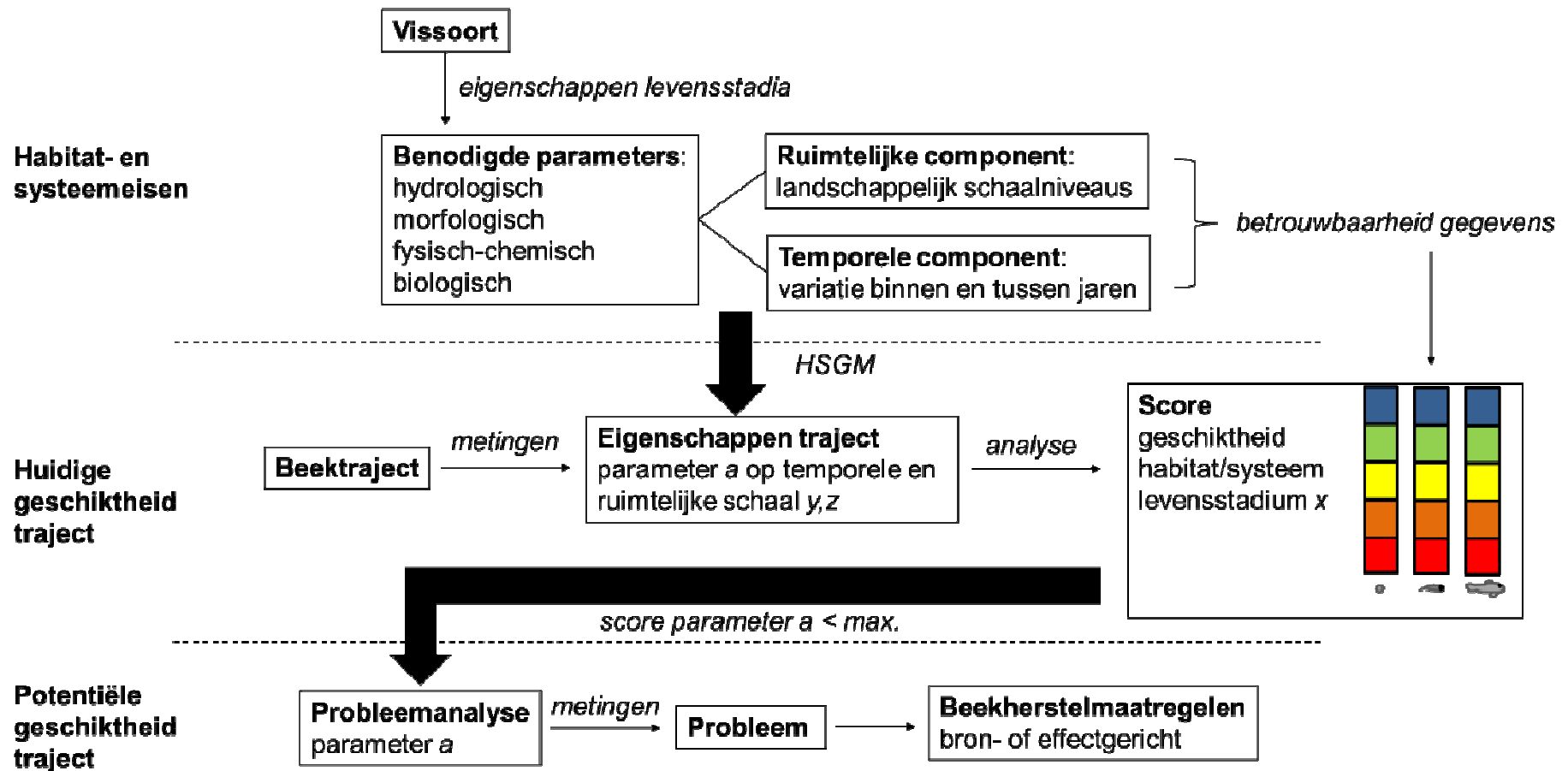


Figuur 1: Verschillende landschappelijke schaalniveaus in stromende wateren.

Tabel 1: Samenvattend overzicht van eigenschappen ('traits') van de geselecteerde beekvissen per levensstadium, gebaseerd op het literatuuronderzoek (zie bijlage 1). In combinatie vormen deze eigenschappen levensstrategieën. Afkortingen: *Lolo*: Lota lota, *Sqce*: Squalius cephalus, *Corhpe*: Cottus rhenatus/perifretum, *Gogo*: Gobio gobio, *Lele*: Leuciscus leuciscus, *Lapl*: Lampetra planeri. Voor sommige eigenschappen wordt het gemiddelde $\pm 1SD$ gegeven, wanneer gebaseerd op meerdere bronnen.

Eigenschap	Soort					
	<i>Lolo</i>	<i>Sqce</i>	<i>Corhpe</i>	<i>Gogo</i>	<i>Lele</i>	<i>Lapl</i>
<i>Paai</i>						
Primaire paaiperiode (maand)	feb-maa	mei-jun	maa-mei	mei-jun	maa-apr	maa-mei
Temperatuurdrempel paai (°C) (1SD)	<3 (2)	>14 (2)	>8.5	>13(1)	>6(1)	>10
Synchronisatie paai	ja	ja/nee	Nee	nee	ja	ja
Eiafzet	fracties	meerdere, 1 groot	meerdere, gelijk	meerdere, gelijk	enkel, totaal	fracties
Reproductiestrategie	iteropaar	iteropaar	iteropaar	iteropaar	iteropaar	semelpaar
Broedzorg	geen	geen	mannetje	geen	geen	geen
Paaiplaatskeuze en -aanpassingen	open water	substraatselectie	nest	substraatselectie	substraatselectie	nest
<i>Ei</i>						
Eigrootte (mm)(1SD)	1 (0.1)	1.5 (0.5)	1.9 (0.1)	1.2 (0.3)	1.8 (0.6)	1 (0.1)
Drijfvermogen ei	semi-drijvend	geen	geen	geen	geen	geen
Kleverigheid ei	niet-klevend	klevend	klevend	klevend	klevend	klevend
Incubatietijd (dagen) (1SD)	50 (11)	4 (1)	26 (4)	9 (2)	30 (3)	15?
Optimale temperatuur incubatie (°C) (1SD)	3 (1)	19	11.5	18.5	11 (1)	?
<i>Larve en juveniel</i>						
Grootte net uitgekomen larve (mm) (1SD)	4 (1)	7 (1)	6.75	6 (1)	9 (0)	?

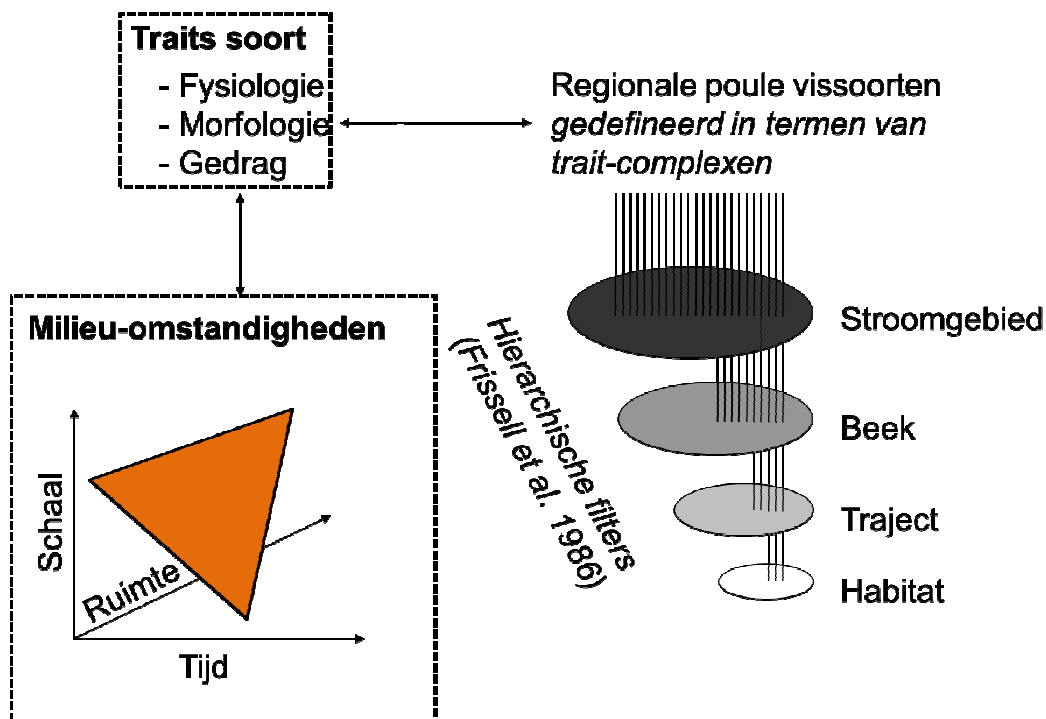
Eigenschap (vervolg)	Soort					
	Lolo	Lece	Corhpe	Gogo	Lele	Lapl
Gedrag larve	pelagisch	pelagisch	op bodem	op bodem	pelagisch	ingegraven
Gedrag juveniel	op bodem	pelagisch	op bodem	op bodem	pelagisch	n.v.t.
Scholenvormend	nee	ja	nee	ja	ja	nee
Trofisch niveau larve	insectivoor	insectivoor	insectivoor	insectivoor	omnivoor	herbi- detritivoor
Trofisch niveau juveniel	insectivoor	insectivoor	insectivoor	insectivoor	omnivoor	n.v.t.
Primaire voedingsgroep larve	predator	predator	predator	predator	predator	filtreerder
Dispersiemechanisme	drift	drift	drift	drift	drift	drift
<i>Adult</i>						
Maximale leeftijd (jaar) (1SD)	14 (4)	12 (4)	6 (2)	5 (2)	11 (4)	7 (1)
Maximale lengte (cm) (1SD)	75 (18)	45 (10)	12 (2)	15 (3)	34 (9)	16 (2)
Minimale leeftijd voortplanting mogelijk (jaar) (1SD)	3 (1)	2 (1)	2 (1)	2 (1)	3 (1)	6 (1)
Ratio lengte volwassen/maximale grootte	0.3	0.3	0.5	0.4	0.4	0.6
Minimale lengte waarop voortplanting mogelijk is (cm) (1SD)	25 (9)	14 (5)	6	6 (1)	15 (1)	10
Maximale vruchtbaarheid vrouwtje per jaar (eieren x 1000) (1SD)	1851 (1343)	43 (19)	0.8 (0.2)	18 (3)	14 (4)	2
Trofisch niveau volwassen	piscivoor	omnivoor	insectivoor	insectivoor	omnivoor	n.v.t.
Primaire voedingsgroep volwassen	predator	predator	predator	predator	predator	niet-voedend
Actieradius (residenten) (km)	0.2-2	0.2-2	<0.1	0.1-0.2	<1	<0.4
Migratiecapaciteit (km)	>100	25-50	<1	<1	5-10	1-5
Gedrag adult	op bodem	pelagisch	op bodem	op bodem	pelagisch	op bodem



Figuur 2: Stroomschema habitat- en systeemgeschiktheidsmodellen beekvissen.

3 Resultaten en discussie

De ecologische eigenschappen en strategieën van beekvissen hebben, afhankelijk van hun levensstadium, in ruimte en tijd een relatie met bepaalde omgevingsomstandigheden (abiotisch en biotisch) binnen het een stroomgebied, beek, beektraject en habitat. Deze omstandigheden en de veranderingen hierin in de tijd vormen 'habitat templates' voor de geselecteerde beekvissen en leiden tot het uitfilteren van soorten bij een mismatch tussen de eigenschappen van de vissen en het beschikbare habitat (Fig.3).



Figuur 3: Het 'uitfilteren' van soorten met bepaalde kenmerken bij een mismatch met bepaalde milieufactoren en habitateigenschappen. Daarnaast treden in deze factoren en eigenschappen veranderingen op die ook kunnen werken als een filter, opererend op verschillende hierarchische schaalniveaus in ruimte en tijd (habitat templates).

3.1 Vergelijking van de knelpunten voor beekvissen: 'filters' en habitat templates.

Op basis van de verzamelde gegevens is een generieke habitatelemententabel opgesteld met essentiële (filters) en relevante (factoren die invloed uitoefenen op de soort, maar geen directe beperking vormen voor het voorkomen van de vis) milieufactoren voor de verschillende levensstadia van de onderzochte beekvissoorten (Tabel 2). De exacte systeem- en habitateisen van de vissoorten in ruimte en tijd (HSGM-en) komen uitgebreid aan bod in de leidraad, net zoals de knelpunten en tenslotte de beekherstelmaatregelen die genomen kunnen worden om eventueel geïdentificeerde problemen op te lossen (software-applicatie HSGM Beekvissen versie 1.0, Handleiding software-applicatie Bijlage 2). Een verslag van een workshop waarin deze leidraad is getest door waterbeheerders is te vinden in Bijlage 3.

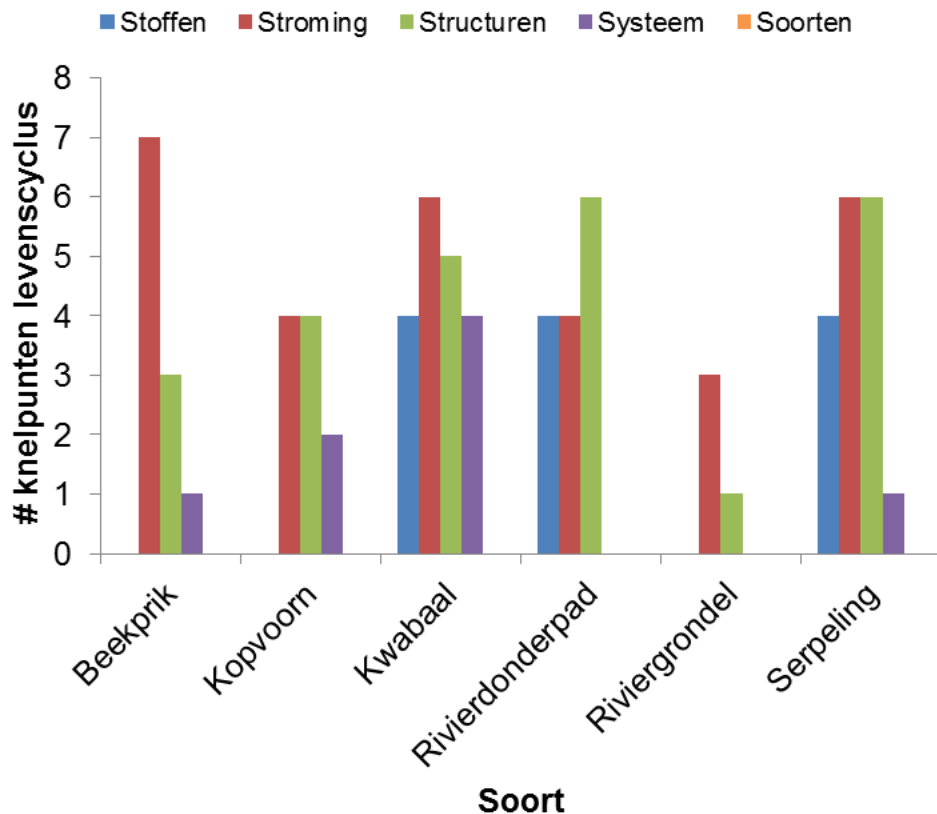
Uit het overzicht in tabel 2 blijkt dat de hydromorfologische staat van het beekstelsel essentieel is voor de meeste beekvissoorten; het grootste gedeelte van de knelpunten is hiernaar terug te herleiden. Op een groot landschappelijk schaalniveau spelen het afvoerpatroon (piekafvoeren, permanentie), stroomsnelheid en de dimensies van de beek een belangrijke rol. Op dit schaalniveau speelt ook een systeemvoorwaarde een cruciale rol, namelijk het temperatuurregime van de beek. Op een klein landschappelijk schaalniveau is het de substraatsamenstelling en aanwezigheid van structuren (boomwortels, hout, waterplanten) die belangrijk is. Eutrofiëring en saprobiëring hebben effect in de vorm van beïnvloeding van de zuurstofbeschikbaarheid en veralgining van voor bepaalde levensstadia noodzakelijke substraten.

Connectiviteit is met name van belang wanneer binnen een beektraject niet aan bepaalde habitateisen kan worden voldaan. Zijn alle omstandigheden noodzakelijk voor het doorlopen van de levenscyclus binnen een beektraject aanwezig, dan is connectiviteit van ondergeschikt belang. Echter, connectiviteit speelt altijd wel een positieve rol ter compensatie van larvale/juvenile drift en daarmee genetische verarming van lokale (kleine) populaties. Dit betekent niet dat het op grotere schaal bekijken van beeksystemen onbelangrijk is. Hydromorfologische factoren die spelen op een hoog landschappelijk schaalniveau kunnen tenslotte alleen worden beïnvloed door veranderingen die op dit hoge landschappelijke schaalniveau plaatsvinden. Consequentie hiervan is dat alle veranderingen op een klein schaalniveau teniet gedaan kunnen worden door een knelpunt dat speelt op een groot schaalniveau.

Opvallend is dat factoren gerelateerd aan soorten (concurrentie, voedsel, predatie etc.) geen grote rol van betekenis spelen voor de hier onderzochte beekvissen. Dit wil zeggen dat deze factoren niet doorslaggevend zijn (opereren als filter) voor het al dan niet voorkomen van de soort. Echter, dit type factoren kan populaties wel degelijk negatief beïnvloeden: wanneer binnen een beekstelsel niet aan dit type factoren wordt voldaan kan dit de spreekwoordelijke laatste druppel vormen die het verdwijnen van een lokale populatie tot gevolg heeft.

Een vergelijking van de verdeling van de milieufactoren die de geschiktheid van een beekstelsel bepaalt, maakt twee dingen duidelijk (Fig. 4). Ten

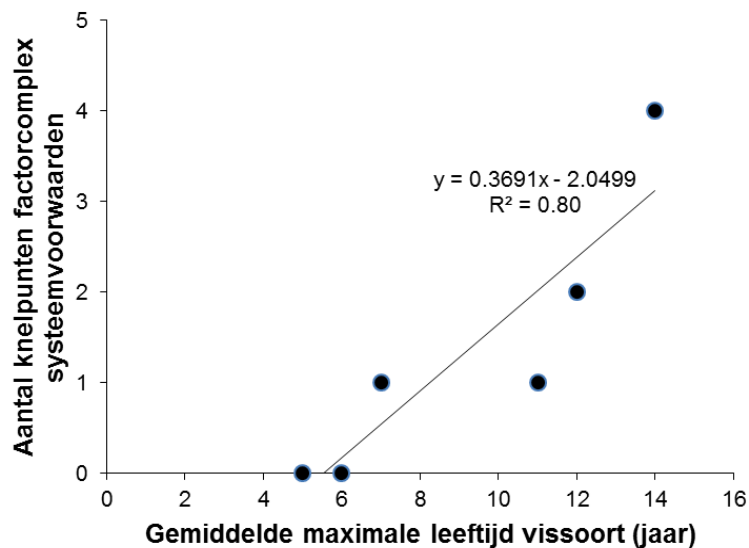
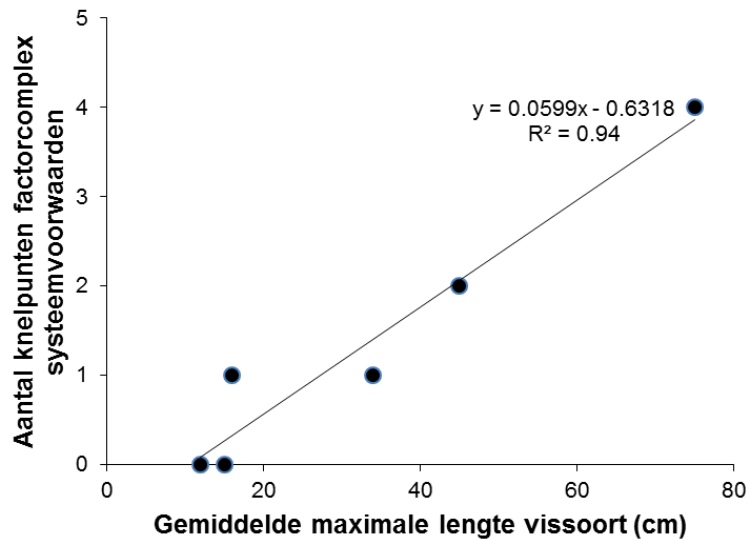
eerste het totale aantal potentiële knelpunten ('filters') en het aantal potentiële knelpunten per ecologisch factorcomplex verschillen sterk tussen de verschillende soorten beekvissen. Bij de Riviergrondel treden het laagste aantal knelpunten op binnen de totale levenscyclus en bij de Kwabaal het hoogste aantal. Overigens kan op basis van deze 6 soorten niet gesteld worden dat er directe een relatie is tussen het aantal potentiële knelpunten en de talrijkheid van de vissoort in de Nederlandse beken. Ten tweede nemen de hydrologische en morfologische variabelen het grootste aandeel van de potentiële knelpunten in (de factorcomplexen stroming en structuren) (Figuur 4). Verder worden het aandeel van het factorcomplex systeemvoorwaarden groter naarmate de maximale lengte en de maximale leeftijd van de vis toenemen (Fig. 5) en is het aandeel van de factorcomplexen stoffen (met uitzondering van zuurstof) klein. Het factorcomplex soorten speelt geen rol als filter. Overigens wil een klein aandeel niet zeggen dat deze factoren niet belangrijk zijn; immers wanneer aan één habitateis niet wordt voldaan, is dit voldoende om de soort uit te filteren.



Figuur 4. Absolute verdeling milieufactoren die de geschiktheid van een beekstelsel voor beekvissen bepalen gedurende hun levenscyclus over de verschillende ecologische factorcomplexen. Alleen essentiële factoren, de 'filters', zijn opgenomen (een beekstelsel is ongeschikt voor de soort wanneer niet voldaan is aan deze eisen).

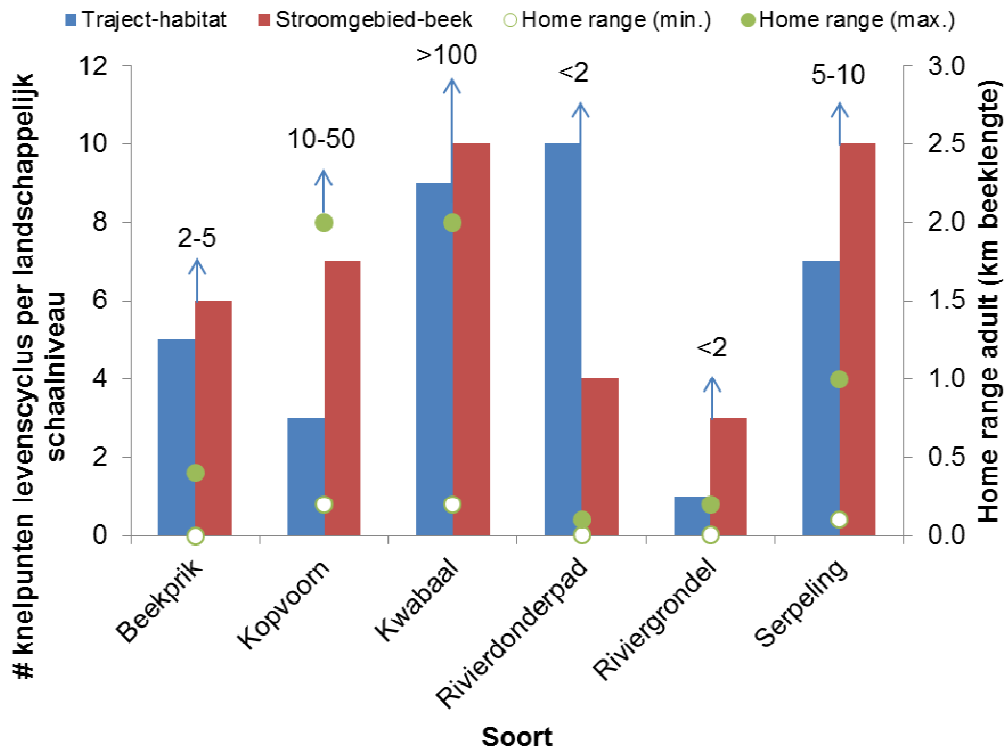
Tabel 2: Samenvattend overzicht van de relevante factoren systeem- en habitatgeschiktheid beekvissen. De verschillende levensfasen per vissoort zijn aangeduid als a: adult, p: paai en eifase, l: larve en j: juveniel. Een positief verband met een factor is aangeduid met een +, een negatief verband met - en een duidelijk optimum binnen het normale bereik met o. +/- geeft een situatie aan waarin ruimtelijke heterogeniteit in de factor gewenst is. Haakjes geven aan dat de factor geen bottleneck vormt, maar de soort wel kan beïnvloeden. * geeft gedeelde parameters weer; hiervoor geldt dat minimaal één van de parameters aanwezig moet zijn.

Parameter HSGM	Kwabaal				Kopvoorn			Rivierdonderpad			Riviergrondel			Serpeling			Beekprik				
	A	p	l	j	a	p	l+j	a	p	l+j	a	p	l+j	a	p	l+j	a	p	l+j		
Connectiviteit (STRUC)		(+)	(+)	(+)		(+)	(+)			(+)			(+)		(+)	(+)			(+)	(+)	
Piekafvoeren (STROM)		-					(-)		-						-	-			-	-	
Watertemperatuur (SYST)	-	-	+	-		+	+	(o)	(-)	(o)			(o)		-				-	-	
Breedte (STRUC)	+				+	+	(+)				(+)	(+)	(+)	+	+	+					
Diepte (STRUC)	+		-		(+/-)	(o)	(+/-)	(+)	(+)	(+/-)	(+)	(-)		+	+	-					
Stroomsnelheid (STROM)		-	-		(+/-)	+	+/-	(+)	(o)	(+)	(+/-)	(+)	(+/-)	(+)	+	-			+/-	+/-	
Droogval (STROM)	-		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	
Holle oevers (STRUC)	*			*	(+)		(+)	*		*											
Zuurstofgehalte (STOF)	+	+	+	+				(+)	+	(+)				+	+	+					
Doorzicht (STOF)					(+)	(+)	(+)				(+)	(+)	(+)	(+)	(+)	(+)					
Beschaduwning (SYST)	(+)			(+)	(+)		(+)	(+)		(+)		(+)									
Stenen/puin (STRUC)	*			*				*	*	*											
Grind/kiezelbedden (STRUC)					(+/-)	*								(+)	+	(+)			+/-	+	+/-
Zand (STRUC)					(+/-)	(*)					(+/-)	(*)	(+/-)	(+)	+	(+)			+/-	+	+/-
Slib/organisch mat. (STRUC)		-			(+/-)	-		-	-	-	(+/-)		(+/-)		-				+/-	+	+/-
Hout/boomwortels (STRUC)	*			*	(+)		(+)	*	*	*	(+)	(*)	(+)								
Veralging substraat (STOF)								-	-	-					-						
Waterplanten (STRUC)			+		(+)	(*)	(+)	(-)		(-)	(+)	(*)	(+)			(+)					
Rivierkreeften (SOORT)				(-)				(-)	(-)	(-)											
Andere vissoorten (SOORT)	(+)																				



Figuur 5: Verband tussen het aantal filters binnen het factorcomplex systeemvoorwaarden en de gemiddelde maximale lengte en leeftijd van de vissoort.

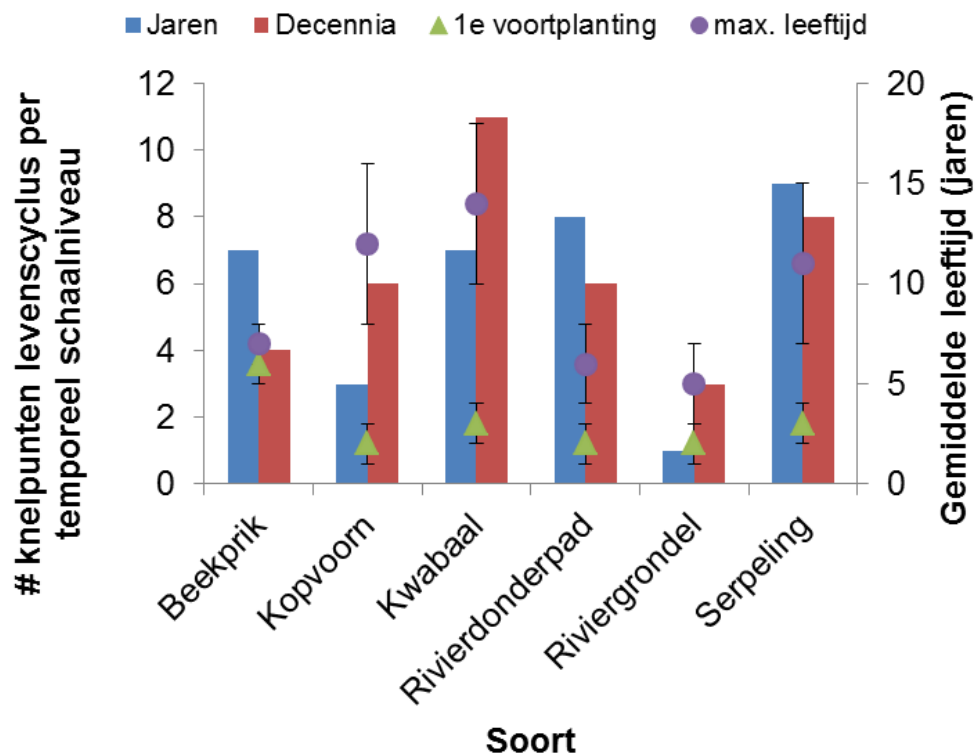
Wordt vervolgens gekeken op welk landschappelijk schaalniveau de filters opereren, dan blijkt dat de verschillen tussen de vissoorten aanzienlijk zijn (Fig. 6). Echter, beide schaalniveaus zijn voor alle vissen van belang. Bij de Rivierdonderpad zijn vooral factoren die werken op habitat- tot beektrajectschaal belangrijk in vergelijking met factoren die werken op beek tot stroomgebiedsschaal (Foto 1). Waarschijnlijk is dit het gevolg van de weinig mobiele levenswijze van deze soort. Voor de andere soorten is dit andersom, waarbij het verschil tussen factoren operend op een klein en groot landschappelijk schaalniveau soortspecifiek is. Er is overigens geen verband tussen het schaalniveau waarop de filters opereren en het schaalniveau waarop de beekvissen gebruik maken van het stroomgebied (homerange en migratieafstand); dit zijn twee op zichzelf staande dingen.



Figuur 6: Absolute verdeling milieufactoren die de geschiktheid van een beekstelsel voor beekvissen bepalen gedurende hun levenscyclus, opgesplitst naar twee landschappelijke schaalniveaus: factoren die zich afspelen en gestuurd worden op kleine schaal (habitat-beektraject) en op grote schaal (beek-deelstroomgebied). Ter vergelijking zijn ook de home ranges en maximale (paai)migratieafstanden van de verschillende beekvissoorten gegeven.

Wat betreft het temporele schaalniveau (factoren die werken op een tijdschaal van enkele jaren of werken op een decennium of meer m.a.w. die respectievelijk op natuurlijke wijze van jaar tot jaar veranderen of waar jaren overheen gaan voordat veranderingen optreden) zijn voor alle soorten beide schaalniveaus van belang (Fig. 7). Voor de ene helft van de soorten is het aantal factoren dat werkt op de lange termijn groter dan het aantal factoren dat werkt op de korte termijn, voor de andere soorten is het precies andersom. Er zijn geen duidelijke patronen te ontdekken wat betreft verbanden tussen eigenschappen van de verschillende vissoorten en hun relatie met temporele schaalniveaus.

Kortom, de relevantie van de verschillende milieufactoren verschilt van soort tot soort, slechts een klein aantal is generiek te noemen. Elke soort stelt zijn eigen eisen aan het beekhabitat, met andere woorden er is sprake van een ideosyncratische relatie. Echter, de bovenliggende factoren die de hier gevonden knelpunten veroorzaken/beïnvloeden en de eventuele beekherstelmaatregelen die hierop aangrijpen zijn wel in grote lijnen generiek. Hierop wordt verder ingegaan in paragraaf 3.2.



Figuur 7: Absolute verdeling milieufactoren die de geschiktheid van een beekstelsel voor beekvissen bepalen gedurende hun levenscyclus opgesplitst naar twee tijdschalen: jaren en decennia. Deze tijdschalen geven aan hoe snel de desbetreffende milieufactoren veranderen binnen een beek. Ter vergelijking is de gemiddelde leeftijd waarop voor het eerst voortgeplant wordt en de gemiddelde maximale leeftijd van de vissoorten weergegeven ($\pm 1SD$).



Foto 1: Rivierdonderpad (*Cottus sp.*) (foto: P. Verdonschot).

3.2 Toepassing van de HSG-modellen

De toepassing van de HSG-modellen en validatie hiervan met behulp van bestaande visstandgegevens wordt beschreven in paragraaf 3.2.1 aan de hand van een studie van het Oudemolensche Diep (stroomgebied van de Drentsche Aa). De huidige situatie is onderzocht en met behulp van de leidraad (zie softwareapplicatie) worden oplossingen aangedragen voor de waargenomen knelpunten. Een andere manier om de HSG-modellen te gebruiken is de evaluatie van beekherstelmaatregelen. Een voorbeeld hiervan wordt gegeven in paragraaf 3.2.2 aan de hand van gegevens van het Gastersche Diep (stroomgebied van de Drentsche Aa).

3.2.1 Habitat en systeemgeschiktheid van het Oudemolensche Diep voor beekvissen

Het Oudemolensche Diep is een langzaam stromende benedenloop binnen het stroomgebied van de Drentsche Aa. In het Oudemolensche Diep komen Riviergrondel en Serpeling algemeen voor. Verder is benedenstrooms van het geanalyseerde traject ook Rivierdonderpad aangetroffen. De laatste waarneming van de Kwabaal stamt uit 1983. Recente meldingen van Beekprik en Kopvoorn moeten worden beschouwd als respectievelijk fout gedetermineerde rivierprikken en windes (Brouwer et al. 2008). In de jaren dertig van de vorige eeuw kwam de kopvoorn nog wel voor in de kleinere rivieren in Noord-Nederland; in 1983 werden nog twee kopvoorns gevangen in de Hunze, maar deze waarnemingen konden niet worden geverifieerd (de Nie 1996). De status van de beekprik in Noord Nederland is in zijn geheel twijfelachtig. Kortom, vier van de zes in deze rapportage behandelde beekvissoorten zijn aanwezig geweest in het stroomgebied van de Drentsche Aa en in de benedenloop in het bijzonder. Dit maakt deze rivier bijzonder geschikt als een voorbeeldlocatie voor de toepassing van de in deze studie ontwikkelde HSG-modellen. Met behulp hiervan is onderzocht hoe geschikt het Oudemolensche Diep is voor de 6 beekvissoorten en worden eventuele knelpunten omschreven.

Methode

De geschiktheid van het Oudemolensche Diep is onderzocht met behulp van de HSG-modellen voor een traject van 1.5 kilometer: x: 239.165, y: 562.465 tot x: 239.651, y: 563.557. De keuze van dit traject hing samen met de beschikbaarheid van morfologische data. Hiervoor zijn de fysisch-chemische gegevens gebruikt over de periode 2000-2011 (maandelijkse metingen; 239.700, 561.700), afvoergegevens (dagelijks 2008-2011) en morfologische gegevens uit de zomer van 2006 en 2009. De morfologische gegevens zijn geen puntmeting maar voor een beektraject beschikbaar en daardoor bruikbaar voor de HSG-modellen (Griffioen 2006). Zie toelichting in Bijlage 2 voor een beschrijving van de data-input. Echter, deze gegevens zijn alleen voor de zomer bekend en niet voor de overige seizoenen. Desondanks zijn deze gegevens toch in de modellen gebruikt, omdat er vanuit wordt gegaan dat de zomerperiode de meest kritische periode is wat betreft substraatheterogeniteit (lage afvoer) en het beste de waterplantenbedekking en beschaduwing weergeven. Voor oevervorm en stroomsnelheid zijn geen trajectgegevens beschikbaar, hiervoor is afgegaan op de inschatting van het Waterschap (P-P. Schollema pers. com.). Er is voor de soorten in de HSG modellen geen gebruik gemaakt van de opties voor migratie en

benedenstroomse drift. Voor Kwabaal en Kopvoorn was het traject waarvoor morfologische gegevens voorhanden waren te klein om de maximale homerange voor de soorten (2 kilometer beeklengte) te analyseren.

Resultaten

Kwabaal

Het Oudemolensche Diep is, afhankelijk van het levenstadium, matig geschikt tot geschikt voor het herbergen van de Kwabaal (Tabel 3). Met name volwassen en juveniele kwabalen ondervinden enkele problemen.

Belangrijkste knelpunt ligt in een te hoge maximum watertemperatuur in de zomer en (gedeeltelijk) hieraan gerelateerd te weinig beschaduwning van de beek. Daarnaast ontbreken of nemen soortspecifieke structuren een te kleine oppervlakte in: holle oevers, dood hout, boomwortels en andere structuren waarin de kwabalen zich kunnen verschuilen treden te weinig op in het onderzochte traject. Voor het larvale stadium is een negatief punt dat er te weinig waterplanten zijn om zich tussen te kunnen ontwikkelen tot juveniel. Een vergroting van dit areaal, in de beek zelf of in overstromingsvlaktes zou een positief effect hebben op de overleving.

Het ontwikkelen van bos langs het beektraject gecombineerd met het achterwege laten van onderhoudswerkzaamheden zou het Oudemolense Diep nog geschikter maken voor deze soort. De boomwortels en aanvoer van houtig materiaal zorgen voor voldoende schuilplaatsen, terwijl de beschaduwing door de bomen zorgt voor temperatuurdemping. Eventueel aanvullende maatregelen in de vorm van een verhoging van de basisafvoer en stroomsnelheid (bijv. door verwijderen drainerende watergangen) kunnen een verdere temperatuurdemping in de hand werken. Het ontwikkelen van overstromingsvlaktes langs de beek met een moerasvegetatie zou de situatie voor de larven verbeteren.

Kopvoorn

Het Oudemolensche Diep is matig geschikt voor het herbergen van de Kopvoorn (Tabel 4). Negatieve punten voor de volwassen vissen en larven/juvenielen zijn ten eerste te weinig schuilplaatsen in de vorm van holle oevers, waterplanten, houtig materiaal of boomwortels. Ten tweede te weinig beschaduwning van de beekloop en ten derde periodieke vertroebeling van het water. Voor de paai en eiafzet zijn andere problemen gevonden. Met name een te klein oppervlak met grind of kiezels is negatief. Daarnaast zijn de dimensies van het Oudemolense Diep eigenlijk iets te klein voor de soort, is de stroomsnelheid aan de lage kant en is de periodieke vertroebeling een probleem.

Net zoals bij de Kwabaal zou het ontwikkelen van bos langs het beektraject gecombineerd met het achterwege laten van onderhoudswerkzaamheden positief uitpakken voor de soort. vertroebeling kan het gevolg zijn van eutrofiëring of van verhoogd sedimenttransport. Wanneer de oorzaak ligt in het inspoelen van stoffen of sediment vanaf aanliggende landbouwgronden dan is wederom het ontwikkelen van bos op de oevers van de beek een oplossing. Het effect hiervan is tweeledig, aan de ene kant worden stoffen opgenomen of vastgelegd, aan de andere kant remt de beschaduwing algenontwikkeling. De problemen voor paai en eiafzet zijn lastiger op te lossen. De te geringe dimensies van de beek bieden weinig aangrijpmogelijkheden, terwijl het gebrek aan grindbanken sterk afhankelijk zijn van de lokale situatie. Indien er meer grind in de ondergrond aanwezig is kan het verhogen van de basisafvoer en stroomsnelheid door bijvoorbeeld het verwijderen van drainerende watergangen leiden tot het vrijkomen van meer grind.

Rivierdonderpad

Het Oudemolensche Diep is, afhankelijk van het levenstadium, matig tot vrij geschikt voor het herbergen van de Rivierdonderpad (Tabel 5). De problemen voor de vis liggen met name in het ontbreken van of de aanwezigheid van onvoldoende soortspecifieke structuren: houtig materiaal, holle oevers. Daarnaast is de temperatuurdemping in de zomer te gering en is er te weinig beschaduwing van het beektraject. Tenslotte is de stroomsnelheid periodiek te laag.

Net zoals bij de Kwabaal en de Kopvoorn zou het ontwikkelen van bos langs het beektraject gecombineerd met het achterwege laten van onderhoudswerkzaamheden positief uitpakken voor de soort. Eventueel aanvullende maatregelen in de vorm van een verhoging van de basisafvoer en stroomsnelheid (bijv. door verwijderen drainerende watergangen) hebben een direct positief effect op de soort en kunnen indirect een verdere temperatuurdemping in de hand werken.

Riviergrondel

Het Oudemolensche Diep is vrij geschikt voor het herbergen van de Riviergrondel (Tabel 6). Gezien de talrijkheid van de soort in de beek is deze modeluitkomst niet verwonderlijk. Toch zijn er een aantal punten die een positief effect kunnen hebben op de populatiegrootte. Voor alle levenstadia is de periodieke vertroebeling van het water negatief. Daarnaast zou meer houtig materiaal in de beek een positief effect hebben voor het adulte, larvale en juveniele stadium, omdat dit leidt tot een groter aantal schuilplaatsen voor de vissen. Een vergelijkbare functie kan een groter oppervlakte aan waterplanten hebben.

Wederom zou het ontwikkelen van bos langs het beektraject gecombineerd met het achterwege laten van onderhoudswerkzaamheden positief uitpakken voor deze soort. Het bos levert enerzijds houtig materiaal en boomwortels als schuilplaatsen en anderzijds gaat het de vertroebeling tegen door invang en beschaduwing (zie boven). Dit leidt echter niet tot een vergroting van het oppervlak aan waterplanten. Het plaatselijk creëren van open plekken in het bladerdak kan hier voor zorgen.

Beekprik

Het Oudemolensche Diep is, afhankelijk van het levenstadium, matig geschikt tot geschikt voor het herbergen van de Beekprik (Tabel 7). Er zijn twee problemen. Ten eerste beslaan grindbedden een te klein oppervlak voor de eiafzet en ten tweede is de temperatuurdemping te gering voor een optimale larvale ontwikkeling.

De oplossing voor het probleem met de temperatuurdemping is in de bovenstaande paragrafen meerdere malen genoemd: het ontwikkelen van bos op de beekoever. Het uitbreiden van de beschikbaarheid van grind is beschreven bij de Kopvoorn.

Serpeling

Het Oudemolensche Diep is, afhankelijk van het levenstadium, matig geschikt tot vrij geschikt voor het herbergen van de Serpeling (Tabel 8). De problemen voor de soort zijn sterk vergelijkbaar met die van de andere beekvissoorten. De volwassen vis en de larven/juvenielen worden negatief beïnvloedt door periodieke vertroebeling van het water. Daarnaast ontbreekt voor de paai en eiafzet voldoende oppervlakte grindbed. Een ander probleem voor deze soort is de lokale verslibbing van het habitat. Dit treedt op bij een te lage stroomsnelheid of een te grote sedimentaanvoer.

Maatregelen om de knelpunten voor deze soort op te lossen zijn in de bovenstaande paragrafen meerdere malen genoemd.

Conclusie

Het Oudemolensche Diep is matig geschikt tot geschikt voor alle in deze studie behandelde beekvissoorten. Er zouden dus meer soorten kunnen voorkomen in het systeem dan er op dit moment aanwezig zijn. Waarschijnlijk kunnen de ontbrekende soorten het traject moeilijk bereiken door het ontbreken van bronpopulaties met een voldoende omvang in de directe omgeving. Er zijn namelijk geen migratiebarrières aanwezig, tenminste niet in de vorm van kunstwerken.

Het a.) ontwikkelen van bos op de oevers van de benedenloop in combinatie met het achterwege laten van beheersmaatregelen (verwijderen van ingevallen houtig materiaal) en b.) nemen van maatregelen die leiden tot een verhoging van de basisafvoer en stroomsnelheid zou de situatie dusdanig verbeteren dat het beektraject voor alle zes de soorten zeer geschikt is.

Tabel 3: HSG-model beoordeling Oudemolensche diep per levenstadium voor de Kwabaal.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0
A	0.2	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?	?	?					
	0.4	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?	?	?					
	1.0	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?	?	?					
	2.0	?																			
P/E	0.2	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	?	?	?					
	0.4	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	?	?	?					
	1.0	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	?	?	?					
	2.0	?																			
L	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	?	?	?					
	0.4	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	?	?	?					
	1.0	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	?	?	?					
	2.0	?																			
J	0.2	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	vg	?	?	?					
	0.4	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?	?	?					
	1.0	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?	?	?					
	2.0	?																			

Tabel 4: HSG-model beoordeling Oudemolensche diep per levenstadium voor de Kopvoorn.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0
A	0.2	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?	?	?					
	0.4	mg			mg			mg			mg			?	?	?					
	1.0	mg									?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
	2.0	?																			
P/E	0.2	mg	mg	mg	mg	wg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?	?	?					
	0.4	mg			mg			mg			mg			?	?	?					
	1.0	mg									?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
	2.0	?																			
L/J	0.2	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?	?	?					
	0.4	mg			mg			mg			mg			?	?	?					
	1.0	mg									?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
	2.0	?																			

Tabel 5: HSG-model beoordeling Oudemolensche Diep per levenstadium voor de Rivierdonderpad.

Stadium	Trajectgrootte (km)	0.1 0.2 0.3 0.4 0.5 0.6 0.7 0.8 0.9 1.0 1.1 1.2 1.3 1.4 1.5														
		A	0.1	mg	mg	mg	mg	Mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg
P/E	0.1	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
L/J	0.1	vg	vg	vg	vg	Mg	vg	mg	vg	vg	mg	vg	vg	vg	vg	vg

Tabel 6: HSG-model beoordeling Oudemolensche Diep per levenstadium voor de Riviergrondel.

Stadium	Trajectgrootte (km)	0.1 0.2 0.3 0.4 0.5 0.6 0.7 0.8 0.9 1.0 1.1 1.2 1.3 1.4 1.5 1.6															
		A	0.1	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
0.2	vg		vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	?
P/E	0.1	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	?
	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	?
L/J	0.1	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	?
	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	?

Tabel 7: HSG-model beoordeling Oudemolensche Diep per levenstadium voor de Beekprik.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Trajectgrootte (km)															
		0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6
A	0.1	g	g	g	g	G	g	g	g	g	g	g	g	g	g	g	?
	0.2	g		g		g		g		g		g		g		?	
	0.4	g				g				g				?			
P/E	0.1	og	og	mg	og	Og	og	og	og	og	og	og	og	og	mg	og	?
	0.2	og		mg		og		og		og		og		mg		?	
	0.4	mg				og				og				?			
L/J	0.1	mg	mg	mg	mg	Mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	?
	0.2	mg		mg		mg		mg		mg		mg		mg		?	
	0.4	mg				mg				mg				?			

Tabel 8: HSG-model beoordeling Oudemolensche Diep per levenstadium voor de Serpeling.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0
A	0.1	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	mg	vg	mg	vg	vg	vg	vg	vg	Vg	?	?	?	?	?
	0.2	vg		vg		vg		vg		mg		vg		vg		?		?		?	
	0.4	vg				vg				vg				?				?			
	1.0	vg										?									
P/E	0.1	og	og	mg	og	Og	og	og	og	og	og	og	og	og	mg		?	?	?	?	?
	0.2	og		mg		og		og		og		og		mg		?		?		?	
	0.4	mg				og				og				?				?			
	1.0	mg										?									
L/J	0.1	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	mg	vg	mg	vg	vg	vg	vg	vg	Vg	?	?	?	?	?
	0.2	vg		vg		vg		vg		mg		vg		vg		?		?		?	
	0.4	vg				vg				vg				?				?			
	1.0	vg										?									

3.2.2 Habitat- en systeemgeschiktheid van Gastersche Diep voor beekvissen: voorbeeld van een analyse van de korte-termijn-effecten van beekherstelmaatregelen

Introductie

Het Gastersche Diep is een licht-meanderende onbeschaduwde middenloop. Deze beek maakt deel uit van het stroomgebied van de Drentsche Aa. Vanaf de jaren 90 van de vorige eeuw zijn een aantal beekherstelmaatregelen uitgevoerd gericht op het verbeteren van de waterkwaliteit (1993; aanpakken puntlozingen rioolwater) en de hydrologie van het systeem (1997; aanleggen van voordes in de beek om beekbodem te verhogen en daarmee grondwaterstand). In 2008 zijn op een aantal plaatsen boomstobben en dammen van wilgentenen aangebracht om het effect van de voordes te versterken en de beekbodem op te hogen.

In 2007 en 2010 is een bevissing uitgevoerd van de beek, waarbij in beide jaren zowel juveniele als volwassen Serpelingen en Riviergrondels werden aangetroffen. In het verleden zijn ook de Kwabaal en Rivierdonderpad waargenomen in het stroomgebied (Brouwer et al. 2008). De overige twee soorten waarvoor HSG-modellen zijn opgesteld, de Beekprik en Kopvoorn, komen niet voor in Drenthe. De eerste soort zou in theorie wel in het Gastersche Diep voor kunnen komen, de tweede is een soort van benedenlopen en riviertjes en dus niet relevant voor de beek in kwestie. De vraag is nu hoe geschikt de beek is voor deze soorten en waar eventuele knel- of verbeterpunten liggen.

Methode

De geschiktheid van het Gastersche Diep is onderzocht met behulp van de HSG-modellen voor het traject van beekkilometer 0.3 (x:240.725, y:560.463) tot 2.2 (stroomopwaarts vanaf middelste houtinbrenghoek; x:239.701, y:561.370). Hiervoor zijn de fysisch-chemische gegevens gebruikt over de periode 2000-2011 (maandelijkse metingen; 239.700,561.700), afvoergegevens (dagelijks 2008-2011) en morfologische gegevens uit de zomer van 2006 (voor laatste beekherstelmaatregel) en 2009 (1^e jaar na laatste beekherstelmaatregel). De morfologische gegevens zijn geen puntmeting maar voor een beektraject beschikbaar en daardoor bruikbaar voor de HSG-modellen (Griffioen 2006). Zie toelichting in Bijlage 2 voor een beschrijving van de data-input. Echter, deze gegevens zijn alleen voor de zomer bekend en niet voor de overige seizoenen. Desondanks zijn deze gegevens toch in de modellen gebruikt, omdat er vanuit wordt gegaan dat de zomerperiode de meest kritische periode is wat betreft substraatheterogeniteit (lage afvoer) en het beste de waterplantenbedekking en beschaduwing weergeven. Voor oevervorm en stroomsnelheid zijn geen trajectgegevens beschikbaar, hiervoor is afgegaan op de inschatting van het Waterschap (P-P. Schollema pers. com.). Er is voor de soorten in de HSG modellen geen gebruik gemaakt van de opties voor migratie en benedenstroomse drift.

Resultaten

Serpeling

In 2006 is de beek matig tot vrij geschikt voor larven, juvenielen en volwassen vissen (Tabel 9a). Belangrijkste problemen zijn verslibbing en vertroebeling van het water. Voor de eieren zijn een aantal kleine plekken vrij

geschikt, maar het grootste gedeelte is ongeschikt. Belangrijk probleem is een te klein oppervlak met grove substraten zoals grind, verder is vertroebeling negatief. In 2009 is het beeld negatiever (Tabel 9b). Voor larven, juvenielen en volwassen vissen is het gedeelte van het traject dat vrij geschikt is afgenomen, wat te wijten is aan verslibbing van het traject. De vertroebeling speelt net als in 2006 ook een rol. Voor de eieren is de situatie in 2009 ongeschikt, door het ontbreken van geschikt substraat als gevolg van verslibbing. Hierbij moet opgemerkt worden dat de analyse alleen gebaseerd is op morfologische gegevens uit de zomer. Als in het voorjaar bij hogere afvoeren meer grof mineraal substraat voorhanden is, kan de situatie voor de soort rooskleuriger uitpakken. Uiteraard kan paaimigratie ook een uitkomst zijn voor de soort. Feit blijft dat de situatie voor de andere levensstadia ook minder optimaal is. Gezien de dichtheden bij de visbemonstering in 2010 lijkt van een sterke populatieafname geen sprake te zijn. De vraag is nu of de vissen voldoende hebben aan de overgebleven vrij geschikte plekken in de beek en daardoor geen verandering in de populatie laten zien of dat er andere verklaringen zijn. Uitgebreide hydromorfologische karteringen van de beek (meerdere seizoenen en jaren) zijn hier noodzakelijk om een beter beeld te krijgen van de situatie.

Riviergrondel

Zoals te verwachten op basis van de visgegevens is de situatie voor alle levensstadia van de soort zowel in 2006 als in 2009 op de meeste plekken vrij geschikt en op een klein aantal plekken matig geschikt (Tabel 10a,b). Deze laatste plekken hebben te weinig habitatheterogeniteit voor de soort. Verbeterpunten voor het hele traject zijn het gebrek aan dood hout en boomwortels in de beek en het optreden van perioden met vertroebeling.

Rivierdonderpad

De rivierdonderpad is de afgelopen decennia niet aangetroffen in het Gastersche Diep. Op basis van het HSG model blijkt dat de situatie dan ook verre van geschikt is voor de soort, zowel in 2006 als 2009 (Tabel 11a,b). Voor de volwassen en juveniele vissen is de beek matig geschikt. Een reeks problemen zorgt voor deze situatie: watertemperatuuropdamping is te gering, de stroomsnelheid is periodiek te laag, zuurstofverzadigingspercentage is in de zomer net te laag, er is te weinig beschaduwing en de bedekking met waterplanten is te hoog. Voor de eieren is de situatie ongeschikt, omdat substraten om een nest onder te bouwen grotendeels ontbreken (stenen of dood hout).

Beekprik

De waarnemingen van Beekprikken in het Gastersche Diep betreffen zeer waarschijnlijk verkeerd gedetermineerde Rivierprikken (*Lampetra fluviatilis*). Toch laat het HSG model zien dat de Beekprik theoretisch gezien wel in de beek zou kunnen voorkomen, tenminste op basis van de situatie in 2006 (Tabel 12a). Er zijn een aantal plekken die in aanmerking komen, waar de situatie voor de volwassen prik en de eieren geschikt zijn en voor de larven matig geschikt. Voor de larven is op de matig geschikte plekken het probleem dat de temperatuuropdamping te gering is, waardoor de watertemperatuur in de zomer te hoog wordt en daarmee de larvale ontwikkeling negatief beïnvloedt. Op de ongeschikte plekken is verslibbing en een gebrek aan substraatheterogeniteit een probleem. In 2009 zorgt een gebrek aan grove substraten voor de eiafzet door verslibbing voor een volledig ongeschikte situatie (Tabel 12b).

Kwabaal

De kwabaal kwam in het verleden voor in de beek, maar is in de jaren 80 van de vorige eeuw voor het laatst waargenomen. Op basis van de resultaten van het HSG model blijkt dat de soort nog steeds in de beek zou kunnen voorkomen (Tabel 13a,b). De grootste problemen voor de soort liggen bij het adulte en het eistadium (vooral in 2009). Wat betreft de adulten en in mindere mate de juvenielen is er te weinig beschaduwing en is de watertemperatuurdemping te gering, twee factoren die overigens sterk met elkaar verweven kunnen zijn. Mogelijk zou de soort door in de zomer naar dieper water benedenstrooms te migreren dit probleem kunnen omzeilen, aangezien er geen duidelijke migratiebarrières aanwezig zijn. Voor het eistadium is verslibbing van geschikte substraten (mineraal materiaal dat voldoende omspoeld wordt door zuurstofrijk water) het probleem, iets wat met name in 2009 op veel plekken het geval is. Voor de larven is de situatie vrij geschikt, voor deze soort zou de waterplantenbedekking zelfs nog hoger kunnen zijn om nog betere condities te creëren.

Tabel 9a: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Serpeling, situatie 2006. Afkortingen: gs: geschikt (blauw), vg: vrij geschikt (groen), mg: matig geschikt (geel), wg: weinig geschikt (oranje), og: ongeschikt (rood).

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																					
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2		
A	0.1	vg	vg	mg	vg	vg	vg	Mg	vg	mg	vg	mg	mg	mg	mg	vg	mg	mg	vg	mg	mg		
	0.2	Vg		mg		vg		mg		mg			mg		mg		vg		mg				
	0.4	vg				vg				mg				mg				vg					
	1.0	vg										mg											
P/E	0.1	og	og	og	og	og	Vg	Og	Og	og	og	og	og	og	og	og	og	vg	og	og	vg	og	og
	0.2	og		og		Mg		Og		og			og		og		mg		mg		og		
	0.4	og				Mg				Og				mg				mg					
	1.0	Mg										mg											
L/J	0.1	vg	vg	mg	vg	vg	vg	Mg	Vg	mg	vg	mg	mg	mg	mg	vg	mg	mg	vg	mg	mg		
	0.2	vg		mg		Vg		Mg		mg			mg		mg		vg		mg				
	0.4	vg				Vg				Mg				mg				vg					
	1.0	Vg										mg											

Tabel 9b: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Serpeling, situatie 2009.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.1	mg	mg	vg	mg	mg	vg	mg	Mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	vg	mg	mg	mg	mg	
	0.2	mg		mg		Mg		Mg		mg		mg		mg		mg		mg			
	0.4	mg				Mg				Mg				mg				mg			
	1.0	Mg										mg									
P/E	0.1	og	og	og	og	og	og	og	Og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	
	0.2	og		og		Og		Og		og		og		og		og		og			
	0.4	og				Og				Og				og				og			
	1.0	Og										og									
L/J	0.1	mg	mg	vg	mg	mg	vg	mg	Mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	vg	mg	mg	mg	mg	
	0.2	mg		mg		Mg		Mg		mg		mg		mg		mg		mg			
	0.4	mg				Mg				Mg				mg				mg			
	1.0	Mg										mg									

Tabel 10a: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Riviergrondel, situatie 2006.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.1	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	mg	mg	vg	vg	mg	vg	vg	mg	vg
	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	mg	mg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
P/E	0.1	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
L/J	0.1	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	mg	mg	vg	vg	mg	vg	vg	mg	vg	vg
	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	mg	mg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg

Tabel 10b: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Riviergrondel, situatie 2009.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.1	Vg	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	mg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
	0.2	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
P/E	0.1	Vg	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
	0.2	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
L/J	0.1	Vg	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	mg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg
	0.2	vg	vg	vg	vg	Vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg

Tabel 11a: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Rivierdonderpad, situatie 2006.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.1	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg
P/E	0.1	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og
L/J	0.1	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg

Tabel 11b: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Rivierdonderpad, situatie 2009.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.1	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg
P/E	0.1	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og
L/J	0.1	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg

Tabel 12a: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Beekprik, situatie 2006.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.1	g	g	g	g	g	G	g	g	g	g	g	og	og	g	g	og	g	g	og	g
	0.2	g		g		G		g		g		g		G		og		g		g	
	0.4	g				G				g				G				g			
P/E	0.1	og	og	og	og	og	g	og	og	og	og	og	og	og	og	g	og	og	g	og	og
	0.2	og		og		mg		og		og		og		og		mg		mg		og	
	0.4	og				mg				og				mg				mg			
L/J	0.1	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	og	og	mg	mg	og	mg	mg	og	mg	
	0.2	mg		mg		mg		mg		mg		mg		mg		og		mg		mg	
	0.4	mg				mg				mg				mg				mg			

Tabel 12b: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Beekprik, situatie 2009.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.1	og	g	g	g	og	G	g	og	og	og	g	og	og	og	g	og	og	g	og	og
	0.2	g		g		G		g		og		g		og		g		og		og	
	0.4	g				G				og				og				og			
P/E	0.1	og	og	og	og	og	Og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og
	0.2	og		og		Og		og		og		og		og		og		og		og	
	0.4	og				og				Og				og				og			
L/J	0.1	og	mg	mg	mg	og	Mg	mg	og	og	og	mg	og	og	og	mg	og	og	mg	og	og
	0.2	mg		mg		Mg		Mg		og		mg		og		mg		og		og	
	0.4	mg				Mg				Og				og				og			

Tabel 13a: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Kwabaal, situatie 2006.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.2	Mg	mg	mg	mg	Mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	
	0.4	mg			Mg			Mg			mg			mg							
	1.0	Mg										mg									
	2.0	Mg																			
P/E	0.2	g	g	g	g	g	og	og	g	g	g										
	0.4	g			G			G			g			g							
	1.0	G										g									
	2.0	G																			
L	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	
	0.4	vg			Vg			Vg			vg			vg							
	1.0	Vg										vg									
	2.0	Vg																			
J	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	
	0.4	vg			Vg			Vg			vg			vg							
	1.0	Vg										vg									
	2.0	Vg																			

Tabel 13b: HSG-model beoordeling beek per levenstadium voor de Kwabaal, situatie 2009.

Stadium	Trajectgrootte (km)	Beekkilometer (km)																			
		0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0	1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	2.0	2.1	2.2
A	0.2	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	mg	
	0.4	mg			Mg				Mg				mg			mg					
	1.0	Mg										mg									
	2.0	Mg																			
P/E	0.2	og	g	og	Og	og	g	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og	og		
	0.4	g			Og				Og				og			og					
	1.0	Og										og									
	2.0	Og																			
L	0.2	vg	vg	vg	g	g	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	g	g					
	0.4	vg			Vg				Vg				vg			g					
	1.0	Vg										vg									
	2.0	Vg																			
J	0.2	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg	vg					
	0.4	vg			Vg				Vg				vg			vg					
	1.0	Vg										vg									
	2.0	Vg																			

3.3 Naar een optimalisatie van de bruikbaarheid van de HSG-modellen voor beekvissen

Beide pilots in paragraaf 3.2 maakten duidelijk hoe belangrijk de onderliggende data is voor de toepassing en een betrouwbare uitkomst van de HSG-modellen voor beekvissen. Het verzamelen van data van beeksystemen is een tijdrovende en kostbare zaak. Echter, de afgelopen decennia is door waterbeherende instanties een grote hoeveelheid gegevens verzameld van een groot aantal beektrajecten. De vraag is echter in hoeverre deze data toegepast kan worden in de HSG-modellen, of dat er voor dit doel nieuwe gegevens verzameld moeten worden om de modellen met een hoge betrouwbaarheid te kunnen toepassen. In paragraaf 3.3.1 is dit onderzocht voor één van de meest intensief bemonsterde beken in Twente: Ruënbergerbeek (stroomgebied van de Dinkel).

3.3.1 De Ruënbergerbeek; hoe bruikbaar is bestaande KRW-trendmonitoringsdata voor het bepalen van de habitat- en systeemgeschiktheid voor beekvissen?

De Ruënbergerbeek ligt ten noordoosten van Enschede. Deze snelstromende middenloop mondt uit in de Boven-Dinkel. De beek ontspringt in Duitsland; in Nederland is het totale beektraject ongeveer 5 km lang. Monitoringsgegevens voor de locatie Wepelobrug (x:267.774, y:474.179) gaan terug tot 1981 en omvatten 27 jaar data. Voor deze casestudie zijn de gegevens van 2000 tot 2010 bestudeerd. Deze dataset kan worden gezien als representatief voor veel frequent bemonsterde beken in Nederland.

De eerste stap was het vergelijken van de knelpunten voor beekvissen met de beschikbaarheid van meetgegevens van deze milieufactoren over de verschillende maanden binnen een jaar en tussen verschillende jaren. De tweede stap was het toepassen van de beschikbare data in de HSG-modellen en een vergelijking van de uitkomsten met bestaande visstandgegevens.

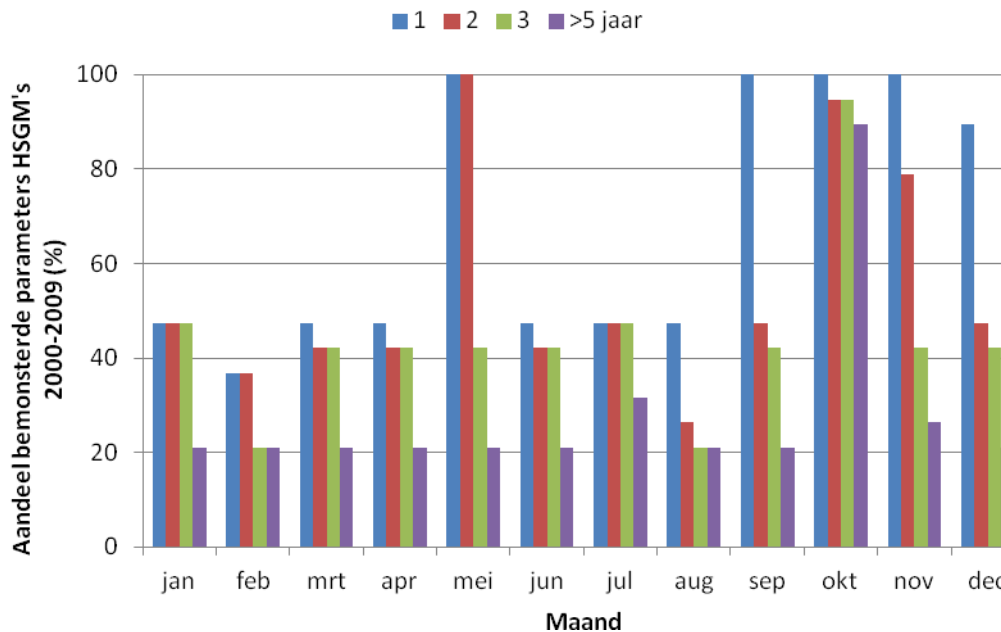
Verschillen in meetfrequentie tussen parameters

Het blijkt dat de nadruk bij de metingen vooral ligt bij de fysisch-chemische en in mindere mate hydrologische parameters (Tabel 14). Afvoer, temperatuur, zuurstofgehalte, stroomsnelheid etc. worden frequent gemeten. Morfologische parameters, gerelateerd aan het factorcomplex structuren worden veel minder frequent gemeten. Dit is problematisch voor de toepassing van de HSG-modellen voor beekvissen, omdat het grootste gedeelte van de knelpunten terug te herleiden is tot deze parameters (zie paragraaf 3.2).

Temporele schaal meetgegevens

Er zijn grote verschillen in de meetfrequentie tussen de verschillende parameters binnen een jaar (Tabel 14, Fig. 8). Over het jaar heen zijn mei en september-november vaak bemonsterd, met verreweg het meeste metingen in oktober, terwijl de meetfrequentie in de andere maanden veel lager ligt. Dit meetschema is het directe gevolg van de bemonsteringsmomenten van de macrofauna, die standaard in het voor- en/of najaar uitgevoerd worden en normaalgesproken gekoppeld zijn aan een aantal fysisch-chemische,

hydrologische en morfologische metingen aan het beektraject. Echter, voor beekvissen zijn er simpelweg te weinig gegevens over een aantal cruciale momenten in het jaar, zoals het vroege voorjaar en de zomer. Wanneer gekeken wordt van hoeveel jaar er voor een bepaalde maand data beschikbaar zijn dan blijkt dat voor de meeste parameters het aantal maanden met meer dan 2 jaar data zeer beperkt is, met uitzondering van de macrofauna-maatmaanden in het voor- en najaar (Tabel 14).



Figuur 8: Aandeel bemonsterde parameters per maand voor 1 tot >5 jaren in de meetreeks van de Ruenbergerbeek 2000 tot 2010.

Ruimtelijke schaal meetgegevens

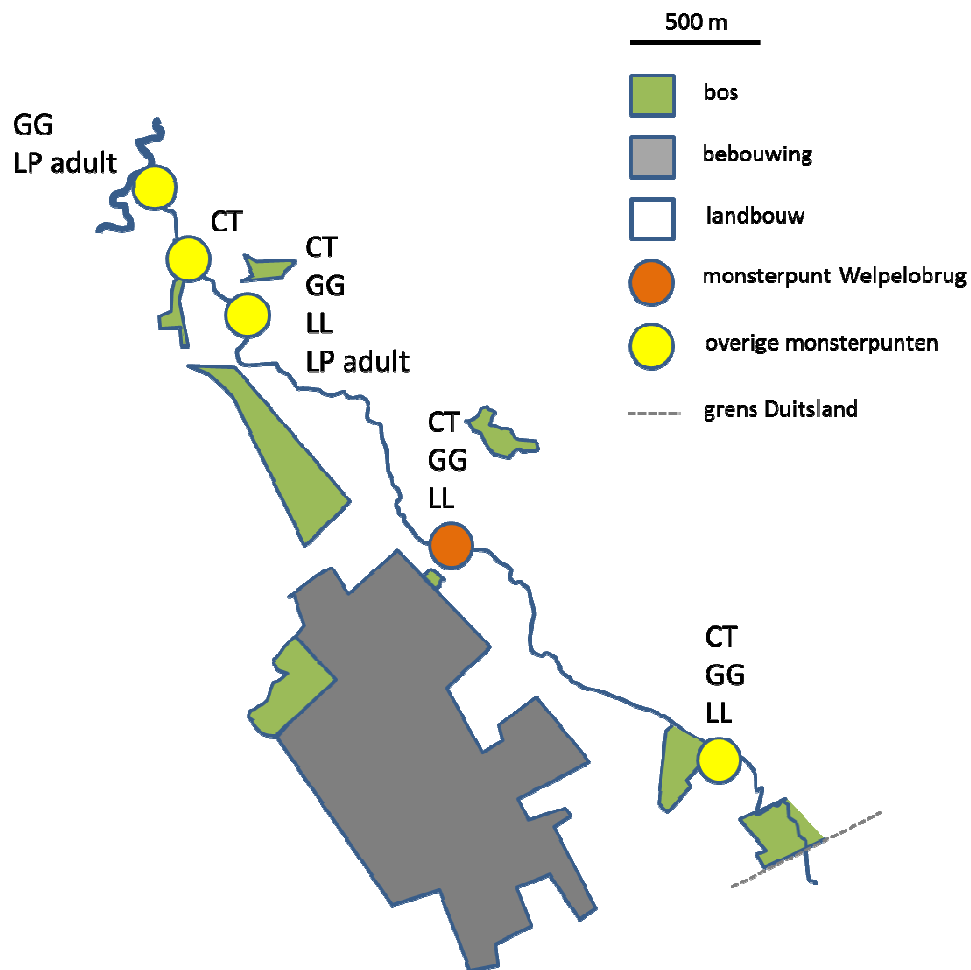
Alleen van december 2002 zijn hydromorfologische meetgegevens van de hele beek beschikbaar (Van der Hoek 2003), opgenomen op basis van de Duitse Gewasserstrukturgütekartierung-methode. De andere structuurmetingen zijn allemaal op ongeveer dezelfde locatie verricht, d.w.z. rondom de locatie Wepelobrug over een afstand van circa 50-100m. Voor de meeste vissoorten is een puntmeting weinig relevant, aangezien de homerange vele malen groter is. Echter, wanneer deze puntmeting volledig representatief is voor de rest van het traject, kan deze wel degelijk bruikbaar zijn.

Consequenties voor HSG-modellen beekvissen

In totaal zijn vier van de zes beekvissoorten die in deze rapportage behandeld worden waargenomen in de Ruënbergerbeek, namelijk de rivierdonderpad, riviergrondel, serpeling en beekprik (Fig. 9). Hoe geschikt deze beek is voor de waargenomen soorten is onderzocht met behulp van de HSG-modellen. Daarbij wordt ook aangegeven waar de hiaten zitten wat betreft de gegevens beschikbaar voor de verschillende parameters en wat de consequenties zijn voor de uiteindelijke beoordeling van het beektraject.

Tabel 14: Overzicht van de meetgegevens van de Ruënbergerbeek (Twente) over de periode 2000-2009, één van de best bestudeerde beken van Nederland. Alleen parameters waar maandelijkse gegevens van noodzakelijk zijn voor de HSG-modellen zijn weergegeven.

Parameter HSGM	Jaren met waarneming in maand (%)												Jaardekking (% maanden)			
	jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	1 jaar	2 jaar	3 jaar	>5 jaar
<u>Stroming</u>																
Stroomsnelheid (cm/s)	50	20	30	30	50	40	67	11	56	67	67	33	100	92	83	25
Piekafvoerfrequentie	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Droogval (0/1, %)	75	50	25	25	50	25	75	33	67	33	33	67	100	50	17	0
<u>Stoffen</u>																
Helderheid	50	20	30	30	40	40	67	22	56	44	56	33	100	100	83	8
Zuurstofgehalte (mg/L, %)	80	90	80	90	100	90	100	89	100	89	100	89	100	100	100	100
Niet drijvende algen (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	10	0	33	17	8	8
<u>Systeemvoorwaarden</u>																
Watertemperatuur (°C)	70	80	80	90	100	90	100	89	100	89	100	89	100	100	100	100
<u>Structuren</u>																
Breedte + Diepte (m)	33	0	33	33	44	33	56	11	44	67	56	33	92	83	83	8
Waterplanten (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	20	0	33	25	8	8
Dood hout (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	20	10	42	25	8	8
Boomwortels (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	20	10	42	25	8	8
Fijne detritus/slib (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	20	10	42	25	8	8
Grove detritus (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	20	10	42	25	8	8
Zand (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	20	10	42	25	8	8
Fijn Grind (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	10	10	42	17	8	8
Grof Grind/kiezels (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	10	10	42	17	8	8
Stenen/puin (%)	0	0	0	0	20	0	0	0	10	60	20	10	42	25	8	8



Figuur 9: Beviste trajecten in de Ruënbergerbeek. Afkortingen beekvissoorten: CT: *Cottus perifretum/rhenatus*; LP: *Lampetra planeri* (volwassen dier); LL: *Leuciscus leuciscus*; GG: *Gobio gobio*.

Rivierdonderpad

De Ruënbergerbeek is vrij geschikt voor alle stadia van de Rivierdonderpad. Problemen voor de vis (die het verschil maken tussen geschikt en vrij geschikt) zijn de oppervlakte van beschikbare structuren: meer dood hout, holle oevers, stenen die de dieren als schuilplaats kunnen gebruiken zou positief kunnen uitwerken op de populatie. In de zomer is de mediane stroomsnelheid iets te laag voor optimale omstandigheden. Verder kunnen uitheemse rivierkreeften (*Pasifastacus leniusculus*) concurreren om schuilplaatsen. Tenslotte kunnen piekafvoeren in het vroege voorjaar een negatief effect hebben op de nesten van de rivierdonderpad, waardoor een tweede eilegperiode nodig kan zijn.

Het enige missende gegeven voor deze soort was informatie over veralgijng van de harde substraten. Dit had geen consequenties voor de eindbeoordeling.

Riviergrondel

De Ruënbergerbeek is vrij geschikt voor alle stadia van de Riviergrondel. Problemen voor de vis zijn gerelateerd aan een te klein aandeel van structuren die kunnen dienen als schuilplaats, zoals dood hout of waterplanten.

Missende gegevens betroffen substraatdata: de verhouding tussen aandeel zand en organisch materiaal was voor veel maanden niet bekend. Dit had echter geen invloed op de eindbeoordeling van het beektraject.

Serpeling

Missende gegevens betroffen substraatdata: de beschikbaarheid zand of grovere substraten was maar van een aantal maanden bekend. Dit betekende het verschil tussen vrij geschikt en geschikt voor het volwassen stadium. Bij het paai/ei stadium ontbraken gegevens over veralgining van harde substraten. Dit maakte niet uit voor het eindoordeel; aangezien het optreden van piekafvoeren in het voorjaar het beektraject ongeschikt maakte. Deze piekafvoeren maakten het traject ook ongeschikt voor juveniele Serpeling. Wederom ontbraken hier gegevens over het substraat.

Beekprik

Missende gegevens betroffen substraatdata: de beschikbaarheid van het aandeel zanden organisch materiaal was maar van een aantal maanden bekend. Dit betekende het verschil tussen geschikt of ongeschikt voor het volwassen stadium. Piekafvoeren maken het beektraject ongeschikt voor het ei- en larvale stadium.

3.3.2 Kennishiaten

Uit de bovenstaande paragraaf blijkt dat de ontbrekende basisdata meestal speelt bij morfologische parameters, zoals substraatsamenstelling en dan op een groot schaalniveau (temporeel en landschappelijk). Om HSG-modellen goed te kunnen gebruiken is data nodig van beektrajecten in termen van kilometers (2 km) en jaren. Helaas blijkt dat deze gegevens in de praktijk weinig worden verzameld. Daar komt nog bij dat de schaal waarop vissen gebruik kunnen maken van een stroomgebied dusdanig groot is (circa 10-100 kilometer bij migrerende vissen), dat hiervan simpelweg geen gegevens zijn voor de Nederlandse beken. Het gevolg hiervan is dat de ongeschiktheid van een traject van 2 kilometer niet wil zeggen dat de vis niet 2 kilometer verderop in de beek net dat ontbrekende element kan vinden, waardoor bijvoorbeeld volwassen vissen op plekken kunnen voorkomen waar ze niet hun levenscyclus kunnen voltooien. Andersom geredeneerd is het zo dat de geschiktheid van een beektraject van 2 kilometer wel aangeeft dat een populatie zich op die locatie zou kunnen handhaven.

De home-range van een vis is ook een punt van discussie; de lokale omstandigheden bepalen hoe groot deze moet zijn voor een populatie. Daarom is er in deze rapportage gekozen voor het weergeven van verschillende home range-groottes. Welke home-range het beste past op een situatie verschilt dus van plek tot plek en mogelijk ook van vispopulatie tot vispopulatie. Binnen elke vissoort is namelijk ook sprake van een zekere mate van variatie en plasticiteit in het omgaan met bepaalde milieuomstandigheden.

Naast het ontbreken van basisdata zijn er ook onzekerheden wat betreft de parameters waaruit de modellen zijn opgebouwd. Een groot deel van deze onzekerheden is ondervangen in de scores voor de desbetreffende onderdelen, dat wil zeggen de verschillen in puntenaantal tussen de verschillende opties is verkleind zodat deze vraag minder zwaar meeweegt. Een voorbeeld van zo'n onzekerheid ligt bijvoorbeeld in de factor troebelheid. In de literatuur wordt voor een aantal vissoorten omschreven dat deze helder water prefereren en achteruit gaan wanneer de troebelheid toeneemt. Echter, harde grenzen waarbij de populaties beekvissen hinder ondervinden van de troebelheid worden niet in de literatuur genoemd. Verder is de afname van

het doorzicht bij een toenemend aantal deeltjes in het water een geleidelijk proces en is de beoordeling hiervan in ondiepe wateren zoals beken vaak ook nog eens een interpretatiekwestie. Deze onzekerheden maken dat de waarde van zo'n parameter moeilijk in te schatten is. Alleen gericht onderzoek kan dit soort kwesties oplossen.

3.4 Beekherstel ten behoeve van beekvissen; een beschouwing

Veel knelpunten voor beekvissen worden veroorzaakt door factoren die spelen op een hoog landschappelijk schaalniveau. Het feit dat het grootste gedeelte van de Nederlandse stroomgebieden in gebruik zijn als landbouwgrond beïnvloedt dan ook sterk op het functioneren van de beeksystemen. Bij het uitvoeren van beekherstel moet dan ook altijd gekeken worden hoeveel zin een lokale maatregel heeft wanneer belangrijke grootschalige stressoren vanuit de aanliggende landbouwpercelen niet kunnen worden weggenomen. Echter, een aantal maatregelen kan toch een sterk positieve invloed hebben onder deze suboptimale omstandigheden, zowel lokaal als voor het traject stroomafwaarts.

De belangrijkste maatregel voor beekvissen is het ontwikkelen van bos langs de oevers van de beek, in combinatie met het minimaliseren of achterwege laten van het beheer van de watergang (verwijderen houtig materiaal uit de bedding). Ondanks dat sommige natuurbeheerders streven naar open beekdallandschappen —omwille van de botanische waarden van de aanliggende graslanden— zijn beken van nature beschadwd (met uitzondering van sommige hoogveenbeken). De aanwezigheid van bomen heeft een groot aantal voordelen voor het beekstelsel. Allereerst wordt door de beschadwing de temperatuur van het beektraject gedempt door verminderde zoninstraling, wordt de lichtbeschikbaarheid verminderd en daarmee eventuele massale waterplantenontwikkeling en algengroei geremd, zorgt invallend houtig materiaal en de groei van boomwortels voor habitatheterogeniteit door het creëren van variatie in substraat, stroomsnelheid, trace, beddingsvorm etc. De bomen op de oever van de beek zijn dan ook een essentieel onderdeel van het beekecosysteem.

Daarnaast is het optimaliseren van de hydrologie van de beek voor beekvissen van groot belang. Een te lage basisafvoer en stroomsnelheid in de zomer is een belangrijk en veel voorkomend knelpunt in de Nederlandse beeksystemen, terwijl in het winterhalfjaar het optreden van piekafvoeren een sterk negatieve invloed heeft. Optimalisatie van de hydrologie werkt tegelijkertijd onderdelen zoals bedding-, trace- en substraatheterogeniteit in de hand. Echter, enerzijds het landbouwkundig gebruik van stroomgebieden en anderzijds de angst voor overstromingen (of het niet volledig onder controle hebben van de hydrologische situatie in de beek) leggen restricties op voor beekherstel, terwijl de mogelijkheden hiervoor veelzijdig zijn. Opties voor herstel van het hydrologie zijn bijvoorbeeld het verwijderen van drainagesystemen, aankoppelen van (oude) lopen, stoppen van onttrekking van water in het beekdal en laten liggen van dood hout zodat water kan opstuwten binnen het traject zonder dat dit gaat stagneren.

Een probleem van een andere orde is de negatieve impact van diffuse bronnen op beeksystemen in de vorm van inspoeling van sediment, voedingsstoffen en bestrijdingsmiddelen vanaf aanliggende landbouwgronden. Deze stressoren vormen een probleem dat alleen structureel door middel van wet- en regelgeving of door middel van het verstrekken van subsidies kan

worden aangepakt. Naast vermindering van de mestgift of pesticidengebruik kunnen groenbemesters worden ingezaaid om sedimenttransport naar de beek te verminderen kunnen bufferzones worden aangelegd tussen de beek en de percelen. Verslibbing, veralgining, massale waterplantenontwikkeling en de met deze factoren samengaande periodieke daling van het zuurstofgehalte van het water zijn allemaal factoren die negatief uitwerken op populaties van beekvissen.

Tenslotte is het verhogen van de connectiviteit een maatregel die positief kan uitwerken voor sommige beeksystemen en beekvissen. Echter, het aanleggen van viss passages is pas nuttig wanneer bovenstrooms aan alle andere voorwaarden is voldaan. Naast het bereikbaar maken van bovenstroomse delen is het ook een middel om genetische verarming van populaties tegen te gaan. Kleine bovenstroomse populaties van beekvissen verliezen namelijk vaak een aanzienlijk aantal individuen als gevolg van drift van larven of juvenielen. Deze kunnen wanneer er een kunstwerk aanwezig is zich niet meer naar bovenstrooms verplaatsen. Het herstellen van de verbindingen wil niet zeggen dat hiermee alle beekvissen terugkeren. Een groot probleem in de Nederlandse beken is dat veel beekvissoorten dusdanig achteruit zijn gegaan dat slechts lokaal kleine populaties zich hebben weten te handhaven. De kans dat een aantal individuen over grote afstand disperseert en dan ook nog eens op dezelfde plek uitkomt en daar een nieuwe populatie vormt is zeer klein. Wanneer de omstandigheden binnen een systeem voldoende geschikt zijn voor dit type soorten kan herintroductie het overwegen waard zijn.

4 Conclusies

Als 'ecosystem engineers' — soorten met een zeer grote sturende rol in het functioneren van het beekecosysteem — en dieren die op grote spatio-temporele schaal gebruik maken van het landschap zijn beekvissen belangrijke graadmeters van de staat van de Nederlandse beeksystemen.

De hydromorfologische staat van het beekstelsel is essentieel voor beekvissen. Op een groot landschappelijk schaalniveau spelen het afvoerpatroon, de stroomsnelheid en de dimensies van de beek een belangrijke rol. Daarnaast is het temperatuurregime een cruciale systeemvoorwaarde. Op een klein landschappelijk schaalniveau is het de substraatsamenstelling en aanwezigheid van structuren, zoals hout, die belangrijk is. Eutrofiëring en saprobiëring hebben effect in de vorm van beïnvloeding van de zuurstofbeschikbaarheid en veralgining van voor bepaalde levensstadia noodzakelijke substraten. Connectiviteit is met name van belang wanneer binnen een beektraject niet aan bepaalde habitateisen kan worden voldaan. Wat betreft het temporele schaalniveau zijn voor alle soorten zowel processen die spelen op een tijdschaal van jaren als die van decennia van belang.

Het belang van processen en factoren op een hoog landschappelijk schaalniveau heeft grote gevolgen voor het herstel en beheer van beekdalsystemen. Deze kunnen tenslotte alleen worden beïnvloed door veranderingen die op dit hoge landschappelijke schaalniveau plaatsvinden. Consequentie hiervan is dat alle veranderingen op een klein schaalniveau teniet gedaan kunnen worden door een knelpunt dat speelt op een groot schaalniveau. Echter, een aantal lokale maatregelen kan toch een sterk positieve invloed hebben onder suboptimale omstandigheden. De belangrijkste maatregel voor beekvissen lijkt het ontwikkelen van bos langs de oevers van de beek te zijn, in combinatie met het minimaliseren of achterwege laten van het beheren van de watergang.

Het optimaliseren van het beekstelsel voor beekvissen heeft als consequentie dat met het weer gezond maken van de populaties beekvissen een belangrijke ecosysteemfunctie wordt hersteld. Naast dat andere groepen, zoals bijvoorbeeld de macrofauna, direct meeprofiteren van maatregelen die beeksystemen geschikt maken voor beekvissen, heeft de rol die vissen spelen als ecosystem-engineer ook tot gevolg dat het herstel van vispopulaties ook leidt tot een meer natuurlijk functionerend systeem. Het brede scala aan biotische interacties dat samenhangt met de aanwezigheid van beekvissen heeft tot gevolg dat ook de macrofaunagemeenschap in positieve zin profiteert van het herstel van de visstand. Dit werkt weer door op ecoysteemprocessen zoals de afbraak van organisch materiaal en regulatie van algengroei enzovoorts. Kortom, beekvissen zijn een heel belangrijke schakel in het totale functioneren van het beekdal-ecosysteem

Literatuur

- Aarts, T., 1995. Habitat Geschiktheids Model: het BERPJE *Barbatula barbatulus*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Aggenbach, C.J.S., Groenendijk, D., Kemmers, R.H., van Kleef, H.H., Smolders, A.J.P., Verberk, W.C.E.P., Verdonschot, P.F.M., 2009. Preadvis Beekdallandschappen, Knelpunten, kennislacunes en kennisvragen voor natuurherstel in beekdalen. Rapport DK nr. 2009/dk107-O, LNV Directie Kennis, Ede.
- Blanck, A., Tedesco, P., Lamouroux, N., 2007. Relationships between lifehistory strategies of European freshwater fish species and their habitat preferences. *Freshwater Biology* 52: 843-859.
- Brouwer, T., Crombaghs, B., Dijkstra, A., Scheper, A.-J., Schollema, P.-P., 2008. Vissenatlas Groningen Drenthe : verspreiding van zoetwatervissen in Groningen en Drenthe in de periode 1980-2007. Uitgeverij Profiel, Bedum.
- Crombaghs, B.H.J.M., Akkermans, R.W., Gubbels, R.E.M.B., Hoogerwerf, G., 2000. Vissen in Limburgse beken; de verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley, M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.
- Griffioen, A., 2006. Dispersal of juvenile river lamprey (*Lampetra fluviatilis*) in relation to habitat characteristics. MSc-thesis Wageningen Universiteit, Wageningen.
- van der Hoek, W.F., 2002. Morfologische kwaliteit van de Twentse stromende waterparels: toestandbeschrijving met behulp van Gewässerstrukturgütekartierung (Uitgangssituatie 2002). EcoQuest Ecologisch onderzoek en advies, Arnhem.
- van Houten, J., 1997. Habitat Geschiktheids Model: Winde *Leuciscus idus* en Serpeling *Leuciscus leuciscus*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- de Nie, H.W., 1996. Atlas van de Nederlandse Zoetwatervissen. Media Publishing, Doetinchem.
- Poff, N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391-409.
- Semmekrot, S., 1992. Habitat Geschiktheids Model: de Beekprik *Lampetra planeri*. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Southwood, T.R.E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46: 377-365.
- Southwood, T.R.E., 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos* 52: 3-18.
- Townsend, C.R., Hildrew, A.G., 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-276.
- Verdonschot, P.F.M., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 2, Beken. Achtergronddocument bij het 'handboek natuurdoeltypen in Nederland', Rapport EC-LNV AS-02, Wageningen.

- Verdonschot P.F.M. (red.), 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, subgroep Beekherstel, WEW-06. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, STOWA 95-03, Utrecht.
- Vila-Gispert, A., Moreno-Amich, R., 2002. Life-history patterns of 25 species from European freshwater fish communities. *Environmental biology of fishes* 65: 387-400.
- Winemiller, K.O., Rose, K.A., 1992. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 2196-2218.

Bijlage 1: Literatuuronderzoek

Literatuur met functionele eigenschappen en ecologische preferenties van de 6 geselecteerde vissoorten. Deze soortsinformatie vormt de basis voor het HSG-modellen.

- Aarts, B.G., Nienhuis, P.H., 2003. Fish zonations and guilds as the basis for assessment of ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia* 500, 157-178.
- Abdoli, A., Pont, D., Sagnes, P., 2007. Intrabasin variations in age and growth of bullhead: the effects of temperature. *Journal of Fish Biology* 70, 1224-1238.
- Abdoli, A., Pont, D., Sagnes, P., 2005. Influence of female age, body size and environmental conditions on annual egg production of the bullhead. *Journal of Fish Biology* 67, 1327-1341.
- Allouche, S., Gaudin, P., 2001. Effects of avian predation threat, water flow and cover on growth and habitat use by chub, *Leuciscus cephalus*, in an experimental stream. *Oikos* 94, 481-492.
- Allouche, S., Thevenet, A., Gaudin, P., 1999. Habitat use by chub (*Leuciscus cephalus* L. 1766) in a large river, the French Upper Rhone, as determined by radiotelemetry. *Archiv fur Hydrobiologie* 145, 219-236.
- Amundsen, P., Bohn, T., Popova, O.A., Staldvik, F.J., Reshetnikov, Y.S., Kashulin, N.A., Lukin, A.A., 2003. Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild. *Hydrobiologia* 497, 109-119.
- Andersson, K.G., Brönmark, C., Herrmann, J., Malmqvist, B., Otto, C., Sjöström, P., 1986. Presence of sculpins (*Cottus gobio*) reduces drift and activity of *Gammarus pulex* (Amphipoda). *Hydrobiologia* 133, 209-215.
- Araujo, F.G., Bailey, R.G., Williams, W.P., 1999. Spatial and temporal variations in fish populations in the upper Thames estuary. *Journal of Fish Biology* 55, 836-853.
- Arlinghaus, R., Wolter, C., 2003. Amplitude of ecological potential: Chub *Leuciscus cephalus* (L.) spawning in an artificial lowland canal. *Journal of applied ichthyology* 19, 52-54.
- Bailey, M.M. 1972. Age growth, reproduction, and food of the burbot, *Lota lota* (Linnaeus), in southwestern lake Superior. *Transactions of the American Fisheries Society* 101, 667-674.
- Balestrieri, A., Prigioni, C., Remonti, L., Sgrosso, S., Priore, G., 2006. Feeding ecology of *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rubilio* in southern Italy. *Italian Journal of Zoology* 73, 129-135.
- Baras, E., Nindaba, J., 1999. Seasonal and diel utilisation of inshore microhabitats by larvae and juveniles of *Leuciscus cephalus* and *Leuciscus leuciscus*. *Environmental Biology of Fishes* 56, 183-197.
- Baumgaertner, D., Rothhaupt, K.O., 2005. The impact of predation by burbot (*Lota lota* L.) on the macroinvertebrate community in the littoral zone of a large lake. *Aquatic Ecology* 39, 79-92.
- Baumgaertner, D., Koch, U., Rothhaupt, K.O., 2003. Alteration of kairomone-induced antipredator response of the freshwater amphipod *Gammarus roeseli* by sediment type. *Journal of Chemical Ecology* 29, 1391-1402.

- Bergersen, E.P., Cook, M.F., Baldes, R.J., 1993. Winter movements of burbot (*Lota lota*) during an extreme drawdown in Bull Lake, Wyoming, USA. *Ecology of Freshwater Fish* 2, 141-145.
- Bernard, D.R., Parker, J.F., Lafferty, R., 1993. Stock assessment of burbot populations in small and moderate-size lakes. *North American Journal of Fisheries Management* 13, 657-675.
- Bianco, P.G., 1988. *Leuciscus cephalus* (Linnaeus), with records of fingerling adult males, *Leuciscus pleurobipunctatus* (Stephanidis) and their hybrids from western Greece. *Journal of Fish Biology* 32, 1-16.
- Bianco, P.G., 1982. Hybridization between *Alburnus albidus* (C.) and *Leuciscus cephalus cabeda* R. in Italy. *Journal of Fish Biology* 21, 593-604.
- Binner, M., Kloas, W., Hardewig, I., 2008. Energy allocation in juvenile roach and burbot under different temperature and feeding regimes. *Fish Physiology and Biochemistry* 34, 103-116.
- Bird, D.J., Potter, I.C., 1979. Metamorphosis in the paired species of lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch): 2. Quantitative data for body proportions, weights, lengths and sex ratios. *Zoological Journal of the Linnean Society* 65, 145-160.
- Bird, D.J., Potter, I.C., 1979. Metamorphosis in the paired species of lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch): I. A description of the timing and stages. *Zoological Journal of the Linnean Society* 65, 127-143.
- Bisazza, A., Marconato, A., 1988. Female mate choice, male-male competition and parental care in the river bullhead, *Cottus gobio* L. (Pisces, Cottidae). *Animal Behaviour* 36, 1352-1360.
- Blanchet, S., Rey, O., Etienne, R., Lek, S., Loot, G., 2010. Species-specific responses to landscape fragmentation: implications for management strategies. *Evolutionary Applications* 3, 291-304.
- Bless, R., 1982. Untersuchungen zur substratpraferenz der gruppe, *Cottus gobio* Linnaeus 1758 (Pisces: Cottidae). *Senckenbergiana biologica* 63, 161-165.
- Bolland, J.D., Cowx, I.G., Lucas, M.C., 2008. Movements and habitat use of wild and stocked juvenile chub, *Leuciscus cephalus* (L.), in a small lowland river. *Fisheries Management and Ecology* 15, 401-407.
- Bonar, S.A., Brown, L.G., Mongillo, P.E., Williams, K., 2000. Biology, Distribution and Management of Burbot (*Lota lota*) in Washington State. *Northwest Science* 74, 87-96.
- Boron, S., Kuklinska, B., 1987. Food of ruffe (*Gymnocephalus cernuus* L.) and gudgeon (*Gobio gobio* (L.)) in Wloclawek Dam Reservoir. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 17, 59-76.
- Bouchard, P., Chappaz, R., Cavalli, L., Brun, G., 1998. Influence of environmental variables on the growth of *Leuciscus cephalus* (Linnaeus 1766), in the River Durance, South-east France. *Annales de Limnologie* 34, 193-200.
- Bover, L.F., Cooper, R.A., Long, D.T., Askew, T.M., 1989. Burbot (*Lota lota*) biogenic sedimentary structures in Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research* 15, 174-185.
- Breiser, S.W., Stearns, F.D., 1988. Observations of movements and habitat preferences of Burbot in an Alaskan glacial river system. *Transactions of the American Fisheries Society* 117, 506-509.
- Brun, G., Chappaz, R., Olivari, G., 1990. Modifications in habitat use patterns and trophic interrelationships in the fish fauna of an oligotrophic artificial lake: Sainte Croix (Provence, France). *Hydrobiologia* 207, 197-207.
- Bubb, D.H., O'Malley, O.J., Gooderham, A.C., Lucas, M.C., 2009. Relative impacts of native and non-native crayfish on shelter use by an indigenous benthic fish. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19, 448-455.

- Calta, M., 2000. Morphological development and growth of chub *Leuciscus cephalus* (L.), larvae. *Journal of Applied Ichthyology* 16, 83-85.
- Carl, L.M. 1994. Sonic tracking of burbot in Lake Opeongo, Ontario. *Transactions of the American Fisheries Society* 124, 77-83.
- Carter, M.G., Copp, G.H., Szomlai, V., 2004. Seasonal abundance and microhabitat use of bullhead *Cottus gobio* and accompanying fish species in the River Avon (Hampshire), and implications for conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14, 395-412.
- Cereghino, R., Santoul, F., Compin, A., Figuerola, J., Mastrorillo, S., 2005. Co-occurrence patterns of some small-bodied freshwater fishes in southwestern France: Implications for fish conservation and environmental management. *Ambio* 34, 440-444.
- Chambers, P.A., Brown, S., Culp, J.M., Lowell, R.B., Pietroniro, A., 2000. Dissolved oxygen decline in ice-covered rivers of northern Alberta and its effects on aquatic biota. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 8, 27-38.
- Chappaz, R., Brun, G., Olivari, G., 1988. Growth strategy of Gudgeon *Gobio gobio* (L.) in oligotrophic reservoir Lake of Sainte-Croix (Provence, France). *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences, serie 3: Sciences de la Vie* 307, 493-497.
- Chaumot, A., Milioni, N., Abdoli, A., Pont, D., Charles, S., 2006. First step of a modeling approach to evaluate spatial heterogeneity in a fish (*Cottus gobio*) population dynamics. *Ecological Modelling* 197, 3-4.
- Clemens, H.P., 1951. The food of the Burbot *Lota Lota maculosa* (LeSueur) in Lake Erie. *Transactions of the American Fisheries Society* 80, 56-66.
- Clemens, H.P., 1951. The growth of the Burbot *Lota Lota maculosa* (LeSueur) in Lake Erie. *Transactions of the American Fisheries Society* 80, 163-173.
- Clough, S., Beaumont, W.R.C., 1998. Use of miniature radio-transmitters to track the movements of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) in the River Frome, Dorset. *Hydrobiologia* 371/372, 89-97.
- Clough, S., Garner, P., Deans, D., Ladle, M., 1998. Postspawning movements and habitat selection of dace in the River Frome, Dorset, southern England. *Journal of Fish Biology* 53, 1060-1070.
- Clough, S., Ladle, M., 1997. Diel migration and site fidelity in a stream-dwelling cyprinid, *Leuciscus leuciscus*. *Journal of Fish Biology* 50, 1117-1119.
- Copp, G.H., Spathari, S., Turmel, M., 2005. Consistency of diel behaviour and interactions of stream fishes and invertebrates during summer. *River Research and Applications* 21, 75-90.
- Copp, G.H., Jurajda, P., 1999. Size-structured diel use of river banks by fish. *Aquatic Sciences: Research across boundaries* 61, 75-91.
- Copp, G.H., 1997. Microhabitat use of fish larvae and 0+ juveniles in a highly regulated section of the River Great Ouse. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 267-276.
- Copp, G.H., Bennetts, T.A., 1996. Short-term effects of removing riparian and instream cover on barbel (*Barbus barbus*) and other fish populations in a stretch of English chalk stream. *Folia Zoologica* 45, 283-288.
- Copp, G.H., 1993. The upper Rhone revisited – An empirical model of microhabitat use by 0+ juvenile fishes. *Folia Zoologica* 42, 329-340.
- Copp, G.H., 1992. Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juveniles in a lotic floodplain channel. *Environmental Biology of Fishes* 33, 181-193.
- Copp, G.H., Cellot, B., 1988. Drift of embryonic and larval fishes, especially *Lepomis gibbosus* (L.), in the Upper Rhone River. *Journal of Freshwater Ecology* 4, 419-424.

- Cowx, I.G., 1990. The reproductive tactics of roach, *Rutilus rutilus* (L.) and dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) populations in the Rivers Exe and Culm, England. Polish Archives of Hydrobiology 38, 193-208.
- Cowx, I.G., 1989. Interaction between the roach, *Rutilus rutilus*, and dace, *Leuciscus leuciscus*, populations in a river catchment in south-west England. Journal of Fish Biology 35-S. A, 279-284.
- Cowx, I.G., 1988. Distribution and variation in the growth of roach, *Rutilus rutilus* (L.), and dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in a river catchment in south-west England. Journal of Fish Biology 33, 59-72.
- Cragg-Hine, D., Jones, J.W., 1969. The Growth of Dace *Leuciscus leuciscus* (L.), Roach *Rutilus rutilus* (L.) and Chub *Squalius cephalus* (L.) in Willow Brook, Northamptonshire. Journal of Fish Biology 1, 59-82.
- Crisp, D.T., Mann, R.H.K., 1991. Effects of impoundment on populations of bullhead *Cottus gobio* L. and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.), in the basin of Cow Green Reservoir. Journal of Fish Biology 38, 731-740.
- Crisp, D.T., Mann, R.H.K., Cubby, P.R., 1984. Effects of impoundment upon fish populations in afferent streams at Cow Green reservoir. Journal of Applied Ecology 21, 739-756.
- Crisp, D.T., Mann, R.H.K., Cubby, P.R., 1983. Effects of regulation of the river Tees upon fish populations below Cow Green reservoir. Journal of Applied Ecology 20, 371-386.
- Dauba, F., Lek, S., Mastorillo, S., Copp, G.H., 1997. Long-term recovery of macrobenthos and fish assemblages after water pollution abatement measures in the River Petite Baise (France). Archives of Environmental Contamination and Toxicology 33, 277-285.
- Daufresne, M., Roger, M.C., Capra, H., Lamouroux, N., 2003. Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. Global Change Biology 10, 124-140.
- Davey, A.J.H., Doncaster, C.P., Jones, O.D., 2009. Distinguishing between interference and exploitation competition for shelter in a mobile fish population. Environmental Modelling and Assessment 14, 555-562.
- Davey, A.J.H., Turner, G.F., Hawkins, S.J., Doncaster, C.P., 2006. Mechanisms of density dependence in stream fish: exploitation competition for food reduces growth of adult European bullheads (*Cottus gobio*). Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 63, 597-606.
- Davey, A.J.H., Hawkins, S.J., Turner, G.F., Doncaster, C.P., 2005. Size-dependent microhabitat use and intraspecific competition in *Cottus gobio*. Journal of Fish Biology 67, 428-443.
- De Leeuw, J.J., Winter, H.V., 2008. Migration of rheophilic fish in the large lowland rivers Meuse and Rhine, the Netherlands. Fisheries Management and Ecology 15, 409-415.
- Declerck, S., Louette, G., De Bie, T., De Meester, L., 2002. Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. Journal of Fish Biology 61, 1182-1197.
- Degerman, E., Sers, B., 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. Ecology of Freshwater Fish 3, 116-122.
- Dixon C.J., Vokoun, J.C., 2010. Population structure and diet of Burbot (*Lota lota*) in small streams near the southern extent of the species' range. Journal of Freshwater Ecology 25, 49-58.
- Dixon, C.J., Vokoun, J.C., 2009. Burbot resource selection in small streams near the southern extent of the species range. Ecology of Freshwater Fish 18, 234-246.
- Downhower, J.F., Lejeune, P., Gaudin, P., Brown, L., 1990. Movements of the chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. Polish Archives of Hydrobiology 38, 119-126.

- Economidis, P.S., Sinis, A.I., 1988. A natural hybrid of *Leuciscus cephalus macedonicus* x *Chalcalburnus chalcoides macedonicus* (Pisces, Cyprinidae) from Lake Volvi (Macedonia, Greece). *Journal of Fish Biology* 32, 593-605.
- Economou, A.N., Daoulas, C., Psarras, T., 1991. Growth and morphological development of chub, *Leuciscus cephalus* (L.), during the first year of life. *Journal of Fish Biology* 39, 393-408.
- Edsall, T.A., Kennedy, G.W., Horns, W.H., 1993. Distribution, abundance, and resting microhabitat of Burbot on Julian's Reef, Southwestern Lake Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society* 122, 560-574.
- El-Fiky, N., Wieser, W., 1988. Life styles and patterns of development of gills and muscles in larval cyprinids (Cyprinidae: Teleostei). *Journal of Fish Biology* 33, 135-145.
- Elliott, J.M., 2006. Periodic habitat loss alters the competitive coexistence between brown trout and bullheads in a small stream over 34 years. *Journal of Animal Ecology* 75, 54-63.
- Elliott, J.M., Elliott, J.A., 1995. The critical thermal limits for the bullhead, *Cottus gobio*, from three populations in north-west England. *Freshwater Biology* 33, 411-418.
- Erdgan, Z., Tinkei, M., Treer, T., 2006. Age, growth and reproductive of chub, *Leuciscus cephalus* (L., 1758) in the Ikizeetepeler dam lake (Balikesir), Turkey. *Journal of applied ichthyology* 23, 19-24.
- Erdogan, O., Turkmen, M., Yildirim, A., 2002. Studies on the age, growth and reproduction characteristics of the chub, *Leuciscus cephalus orientalis*, (Nordmann, 1840) in Karasu River, Turkey. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Science* 26, 983-991.
- Eros, T., Botta-Dukat, Z., Grossman, G.D., 2003. Assemblage structure and habitat use of fishes in a Central European submontane stream: a patch-based approach. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 141-150.
- Fieseler, C., Wolter, C., 2006. A fish-based typology of small temperate rivers in the northeastern lowlands of Germany. *Limnologica* 36, 2-16.
- Fischer, P., Ohl, U., 2005. Effects of water-level fluctuations on the littoral benthic fish community in lakes: a mesocosm experiment. *Behavioral Ecology* 16, 741-746.
- Fischer, P., 2004. Effects of intraspecific competition and predation risk in the littoral-benthic community: a case study of juvenile burbot (*Lota lota*). *Boreal Environment Research* 9, 213-225.
- Fischer, P., 2000. An experimental test of metabolic and behavioural responses of benthic fish species to different types of substrate. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 57, 2336-2344.
- Fischer, P., 2000. Test of competitive interactions for space between two benthic fish species, burbot *Lota lota*, and stone loach *Barbatula barbatula*. *Environmental Biology of Fishes* 58, 439-446.
- Fischer, P., 1999. Otolith microstructure during the pelagic, settlement and benthic phases in burbot. *Journal of Fish Biology* 54, 1231-1243.
- Fischer, P., Eckmann, R., 1997. Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Archiv für Hydrobiologie* 140, 91-116.
- Fischer, S., Kummer, H., 2000. Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia* 422/423, 305-317.
- Fisher, S.J., Willis, D.W., Pope, K.L., 1996. An assessment of burbot (*Lota lota*) weight-length data from North American populations. *Canadian Journal of Zoology* 74, 570-575.
- Fox, P.J., 1978. Preliminary observations on different reproduction strategies in the bullhead (*Cottus gobio* L.) in northern and southern England. *Journal of Fish Biology* 12, 5-11.

- Fratt, T.W., Coble, D.W., Copes, F., Bruesewitz, R.E., 1997. Diet of burbot in Green Bay and western Lake Michigan with comparison to other waters. *Journal of Great Lakes Research* 23, 1-10.
- Fredrich, F., Ohmann, S., Curio, B., Kirschbaum, F., 2003. Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology* 63, 710-723.
- Garner, P., Copp, G.H., 1997. Variation in the length-weight relationship of 0+ cyprinid fishes in the River Great Ouse, UK. *Folia Zoologica* 46, 273-278.
- Garner, P., 1996. Diel patterns in the feeding and habitat use of 0-group fishes in a regulated river: The River Great Ouse, England. *Ecology of Freshwater Fish* 5, 175-182.
- Garner, P., Clough, S., 1996. Habitat use by dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in a side channel of the River Frome, England. *Fisheries Management and Ecology* 3, 349-352.
- Gaudin, P., Caillere, L., 1990. Microdistribution of *Cottus gobio* L. and fry of *Salmo trutta* L. in a first order stream. *Polish Archives of Hydrobiology* 38, 81-93.
- Gaudin, P., 1985. Prédation exercée par le chabot (*Cottus gobio* L.) sur l'alevin de truite commune (*Salmo trutta* L.): taille maximale de capture des alevins par les chabots. *Hydrobiologia* 122, 267-270.
- Ghan, D., Sprules, W.G., 1993. Diet, prey selection, and growth of larval and juvenile burbot *Lota lota* (L.) *Journal of Fish Biology* 42, 47-64.
- Gillet, C., 1989. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. *Hydroécologie Appliquée* 1, 117-143.
- Goodwin, C.E., Dick, J.T.A., Rogowski, D.L., Elwood, R.W., 2008. Lamprey (*Lampetra fluviatilis* and *Lampetra planeri*) ammocoete habitat associations at regional, catchment and microhabitat scales in Northern Ireland. *Ecology of Freshwater Fish* 17, 542-553.
- Gosselin, M.P., Petts, G.E., Maddock, I.P., 2010. Mesohabitat use by bullhead (*Cottus gobio*). *Hydrobiologia* 652, 299-310.
- Grenouillet, G., Pont, D., 2001. Juvenile fishes in macrophyte beds: influence of food resources, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology* 59, 939-959.
- Grift, R.E., Buijse, A.D., Van Densen, W.L.T., Machiels, M.A.M., Kranenbarg, J., Breteler, J.G.P.K., Backx, J.J.G.M., 2003. Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. *River Research and Applications* 19, 353-374.
- Grossman, G.D., De Sostoa, A., 1994. Microhabitat use by fish in the lower Rio Matarrana, Spain, 1984-1987. *Ecology of Freshwater Fish* 3, 123-136.
- Grossman, G.D., De Sostoa, A., Freeman, M.C., Lobon-Cervia, J., 1987. Microhabitat use in a Mediterranean riverine fish assemblage: Fishes of the lower Matarrana. *Oecologia* 73, 490-500.
- Guan, R.Z., Wiles, P.R., 1997. Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conservation Biology* 11, 641-647.
- Gusar, A.G., Barus, V., Penaz, M., Pavlov, D.S., Gorin, A.M., 1995. Telemetric observation of fish dispersion in the Mohelno Reservoir, Czech Republic. *Folia Zoologica* 44, 343-348.
- Guthruf, J., Gerster, S., Tschumi, P.A., 1990. The diet of Burbot (*Lota lota* L.) in lake Biel, Switzerland. *Archiv für Hydrobiologie* 119, 103-114.
- Haenfling, B., Weetman, D., 2006. Concordant Genetic Estimators of Migration Reveal Anthropogenically Enhanced Source-Sink Population Structure in the River Sculpin, *Cottus gobio*. *Genetics* 173, 1487-1501.
- Haenfling, B., Brandl, R., 1998. Genetic and morphological variation in a common European cyprinid, *Leuciscus cephalus* within and across Central European drainages. *Journal of Fish Biology* 52, 706-715.

- Hagglund, A., Sjöberg, G., 1999. Effects of beaver dams on the fish fauna of forest streams. *Forest Ecology and management* 115, 259-266.
- Hanson, J.M., Qadri, S.U., 1980. Morphology and diet of young-of-the-year burbot, *Lota lota*, in the Ottawa river. *Canadian Field Naturalist* 94, 311-314.
- Hardewig, I., Poertner, H.O., van Dijk, P., 2004. How does the cold stenothermal gadoid *Lota lota* survive high water temperatures during summer? *Journal of Comparative Physiology, B* 174, 149-156.
- Hardisty, M.W., 1961. Studies on an Isolated Spawning Population of the Brook Lamprey (*Lampetra planeri*). *Journal of Animal Ecology* 30, 339-355.
- Hardisty, M.W., 1957. Osmotic conditions during the embryonic and early life of the Brook Lamprey (*Lampetra planeri*). *The Journal of Experimental Biology* 34, 237-252.
- Hardisty, M.W., 1954. Sex ratio in spawning populations of *Lampetra planeri*. *Nature* 173, 874-875.
- Hardisty, M.W., 1951. Duration of the larval period in the Brook Lamprey (*Lampetra planeri*). *Nature* 167, 38-39.
- Hartmann, J., 1977. Burbot (*Lota lota*) in eutrophicated lake Constance. *Archiv für Hydrobiologie* 80, 360-374.
- Hellawell, J.M., 1974. The ecology of populations of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), from two tributaries of the River Wye, Herefordshire, England. *Freshwater Biology* 4, 577-604.
- Hellawell, J.M., 1971. The autecology of the chub, *Squalius cephalus* (L.), of the River Lugg and the Afon Llynfi III. Diet and feeding habit. *Freshwater Biology* 1, 369-387.
- Hellawell, J.M., 1971. The autecology of the chub, *Squalius cephalus* (L.), of the River Lugg and the Afon Llynfi : II. Reproduction. *Freshwater Biology* 1, 135-148.
- Hellawell, J.M., 1971. The autecology of the chub, *Squalius cephalus* (L.), of the River Lugg and the Afon Llynfi : I. Age determination, population structure and growth. *Freshwater Biology* 1, 29-60.
- Hewson, L.C., 1955. Age, maturity, spawning and food of Burbot, *Lota lota*, in lake Winnipeg. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 12, 930-940.
- Hickley, P., Bailey, R.G., 1982. Observations on the growth and production of chub *Leuciscus cephalus* and dace *Leuciscus leuciscus* in a small lowland river in southeast England. *Freshwater Biology* 12, 167-178.
- Hirsch, P.E., Fischer, P., 2008. Interactions between native juvenile burbot (*Lota lota*) and the invasive spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*) in a large European lake. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 65, 2636-2643.
- Hirzinger, V., Keckeis, H., Nemeschkal, H.L., Schiemer, F., 2004. The importance of inshore areas for adult fish distribution along a free-flowing section of the Danube, Austria. *River Research and Applications* 20, 137-149.
- Hladik, M., Kubecka, J., 2003. Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia* 504, 251-266.
- Hoelker, F., Volkmann, S., Wolter, C., van Dijk, P.L.M., Hardewig, I., 2004. Colonization of the freshwater environment by a marine invader: how to cope with warm summer temperatures? *Evolutionary Ecology Research* 6, 1123-1144.
- Hofmann, N., Fischer, P., 2003. Impact of temperature on food intake and growth in juvenile burbot. *Journal of Fish Biology* 63, 1295-1305.
- Hofmann, N., Fischer, P., 2002. Temperature preferences and critical thermal limits of Burbot: implications for habitat selection and ontogenetic habitat shift. *Transactions of the American Fisheries Society* 131, 1164-1172.

- Hofmann, N., Fischer, P., 2001. Seasonal changes in abundance and age structure of burbot *Lota lota* (L.) and stone loach *Barbatula barbatula* (L.) in the littoral zone of a large pre-alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish* 10, 21-25.
- Hohausova, E., Copp, G.H., Jankovsky, P., 2003. Movement of fish between a river and its backwater: diel activity and relation to environmental gradients. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 107-117.
- Holcik, J., Nagy, S., 1987. Burbot (*Lota lota*) from the river Turiec. *Folia Zoologica* 36, 85-95
- Hudd, R., Kjellman, J., 2002. Bad matching between hatching and acidification: a pitfall for the burbot, *Lota lota*, off the river Kyröenjoki, Baltic Sea. *Fisheries Research* 55, 153-160.
- Huggins, R.J., Thompson, A., 1970. Communal spawning of brook and river lampreys, *Lampetra planeri* Bloch and *Lampetra fluviatilis* L. *Journal of Fish Biology* 2, 53-54.
- Hyslop, E.J., 1982. The feeding habits of 0+ stone loach, *Noemacheilus bavbatulus* (L.), and bullhead, *Cottus gobio* L. *Journal of Fish Biology* 21, 187-196.
- Ibbotson, A., Armitage, P., Beaumont, W., Ladle, M., Welton, S., 1994. Spatial and temporal distribution of fish in a small lowland stream. *Fisheries Management and Ecology* 1, 143-156.
- Jacobs, G.R., Madenjian, C.P., Bunnell, D.B., Holuszko, J.D., 2010. Diet of lake trout and burbot in Northern Lake Michigan during spring: Evidence of ecological interaction. *Journal of Great Lakes Research* 36, 312-317.
- Jansen, W., Kappus, B., Boehmer, J., 1996. Fish diets and densities of benthos upstream and downstream of a man-made barrier on the Glems River, Baden-Wuerttemberg, Germany. *Polish Archives for Hydrobiology* 43, 225-244.
- Johansson, A., 1991. Caddis larvae cases (Trichoptera, Limnephilidae) as anti-predatory devices against brown trout and sculpin. *Hydrobiologia* 211, 185-194.
- Jones, D.R., Kiceniuk, J.W., Bamgord, O.S., 1974. Evaluation of the swimming performance of several species of fish from the Mackenzie Rivier. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 31, 1641-1647.
- Jorgensen, L., Amundsen, P.-A., Gabler, H.-M., Halvorsen, M., Erkinaro, J., Niemelae, E., 1999. Spatial distribution of Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) and bullhead (*Cottus gobio* L.) in lotic and lentic habitats of a diversified watercourse in northern Fennoscandia. *Fisheries Research* 41, 201-211.
- Jude, D.J., Tesar, F.J., Tin, H.T., 1998. Spring distribution and abundance of larval fishes in the St. Marys River, with a note on potential effects of freighter traffic on survival of eggs and larvae. *Journal of Great Lakes Research* 24, 569-581.
- Jurajda, P., Reichard, M., Smith, C., 2006. Immediate impact of an extensive summer flood on the adult fish assemblage of a channelized lowland river. *Journal of Freshwater Ecology* 21, 493-501.
- Jurajda, P., 1999. Comparative nursery habitat use by 0+ fish in a modified lowland river. *Regulated Rivers: Research and Management* 15, 113-124.
- Jurajda, P., 1995. Effect of channelization and regulation on fish recruitment in a flood-plain river. *Regulated Rivers and Management* 10, 207-215.
- Jurajda, P., Penaz, M., 1994. Fish community of the lower regulated stretch of the river Morava, Czech-Republic. *Folia Zoologica* 43, 57-64.
- Kalkan, E., Yilmaz, M., Erdemli, A.U., 2005. Some biological properties of the *Leuciscus cephalus* (L., 1758) population living in Karakaya dam lake in Malatya (Turkey). *Turkish Journal of Veterinary and Animal Science* 29, 49-58.

- Karatas, M., 1997. A study on the reproduction biology of chub (*Leuciscus cephalus*) in Tozanli stream (Almus-Tokat). Turkish Journal of Veterinary and Animal Science 21, 513-516.
- Karatas, M., Akyurt, I., 1997. The reproduction biology of Barbel (*Barbus plebejus* (Bonaparte, 1832)) and Chub (*Leuciscus cephalus*, Linne 1758) in Almus dam lake. Turkish Journal of Veterinary and Animal Science 21, 345-353.
- Keiz, G., 1953. Über die Beziehungen zwischen Temperafur-Akklimatisation und Hitzeresistenz bei eurythermen und stenothermen Fischarten (*Squalius cephalus* L. und *Trutta iridea* W. Gibb.). Naturwissenschaften 40, 249-250.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., Jones, I., 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. Hydrological Processes 25, 1800-1821.
- Kennedy, M., Fitzmaurice, P., 1972. Some aspects of the biology of gudgeon *Gobio gobio* (L.) in Irish waters. Journal of Fish Biology 4, 425-440.
- Kennedy, C.R., 1969. Tubificid Oligochaetes as food of Dace *Leuciscus leuciscus* (L.). Journal of Fish Biology 1, 11-15.
- Kennedy, M., 1969. Spawning and early development of the Dace *Leuciscus leuciscus* (L.). Journal of Fish Biology 1, 249-259.
- Kestemont, P., 1990. Dynamic aspects of ovogenesis in an asynchronous fish, the gudgeon *Gobio gobio* L. (Teleostei, Cyprinidae), under controlled temperature and photoperiod conditions. Aquatic Living Resources 3, 61-74.
- Kestemont, P., 1987. Etude du cycle reproducteur du goujon, *Gobio gobio* L. 1. Variations saisonnières dans l'histologie de l'ovaire. Journal of Applied Ichthyology 3, 145-157.
- Kieckhafer, H., 1972. The biology of *Lota lota* in lake Constance. Zoologischer Anzeiger 189, 298 -325.
- Kjellman, J., Eloranta, A., 2002. Field estimations of temperature-dependent processes: case growth of young burbot. Hydrobiologia 481, 187-192.
- Kjellman, J., Hudd, R., 1996. Changed length-at-age of burbot, *Lota lota*, from an acidified estuary in the Gulf of Bothnia. Environmental Biology of Fishes 45, 65-73.
- Knaepkens, G., Baekelandt, K., Eens, M., 2006. Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. Ecology of Freshwater fish 15, 20-29.
- Knaepkens, G., Baekelandt, K., Eens, M., 2005. Assessment of the movement behaviour of the bullhead (*Cottus gobio*), an endangered European freshwater fish. Animal Biology 55, 219-226.
- Knaepkens, G., Bruyndoncx, L., Coeck, J., Eens, M., 2004. Spawning habitat enhancement in the European bullhead (*Cottus gobio*), an endangered freshwater fish in degraded lowland rivers. Biodiversity and Conservation 13, 2443-2452.
- Knaepkens, G., Bruyndoncx, L., Eens, M., 2004. Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. Ecology of Freshwater Fish 13, 317-322.
- Knaepkens, G., Verheyen, E., Galbusera, P., Eens, M., 2004. The use of genetic tools for the evaluation of a potential migration barrier for the bullhead. Journal of Fish Biology 64, 1737-1744.
- Knaepkens, G., Bruyndoncx, L., Bervoets, L., Eens, M., 2002. The presence of artificial stones predicts the occurrence of the European bullhead (*Cottus gobio*) in a regulated lowland river in Flanders (Belgium). Ecology of Freshwater Fish 11, 203-206.
- Kokes, J., 1979. Food eaten by the fry of Chub, *Leuciscus cephalus*, in the Rokytna river. Folia Zoologica 28, 361-370.
- Kotusz, J., Witkowski, A., Baran, M., Błachuta, J., 2006. Fish migrations in a large lowland river (Odra R., Poland) – based on fish pass observations. Folia Zoologica 55, 286-398.

- Krause, J., 1993. The relationship between foraging and shoal position in a mixed shoal of Roach (*Rutilus rutilus*) and Chub (*Leuciscus cephalus*): A Field Study. *Oecologia* 93, 356-359.
- Krueger, K.L., Hubert, W.A., 1997. Assessment of lentic burbot populations in the Big Horn/Wind River drainage, Wyoming. *Journal of Freshwater Ecology* 12, 453-463.
- Kupren, K., Mamcarz, A., Kucharczyk, D., 2011. Effect of variable and constant thermal conditions on embryonic and early larval development of fish from the genus *Leuciscus* (Cyprinidae, Teleostei). *Czech Journal of Animal Science* 56, 70-80.
- Lamouroux, N., Capra, H., Pouilly, M., Souchon, Y., 1999. Fish habitat preferences in large streams of southern France. *Freshwater Biology* 42, 673-687.
- Lasne, E., Sabatié, M.-R., Evanno, G., 2010. Communal spawning of brook and river lampreys (*Lampetra planeri* and *L. fluviatilis*) is common in the Oir River (France). *Ecology of Freshwater Fish* 19, 323-325.
- Lawler, G.H., 1963. The biology and taxonomy of the Burbot, *Lota lota*, in Heming Lake, Manitoba. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 20, 417-433.
- Le Louarn, H., Bagliniere, J.L., 1997. Contribution and limits of individual marking techniques for improvement in the ecobiology knowledge of chub (*Leuciscus cephalus*). *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 346, 557-571.
- Le Louarn, H., Bagliniere, J.L., 1996. Caracteristiques biologiques et ecologiques du chevaine (*Leuciscus cephalus*) dans quelques rivieres de la facade atlantique francaise. *Cybium* 20, 55-57
- Legalle, M., Mastorillo, S., Cereghino, R., 2008. Spatial distribution patterns and causes of decline of three freshwater species with different biological traits (white-clawed crayfish, bullhead, freshwater pearl mussel): a review. *International Journal of Limnology* 44, 95-104.
- Legalle, M., Mastorillo, S., Santoul, F., Cereghino, R., 2005. Ontogenetic Microhabitat Shifts in the Bullhead, *Cottus gobio* L. in a Fast Flowing Stream. *International Review of Hydrobiology* 90, 310-321.
- Legalle, M., Santoul, F., Figuerola, J., Mastorillo, S., Cereghino, R., 2005. Factors influencing the spatial distribution patterns of the bullhead (*Cottus gobio* L., Teleostei Cottidae): a multi-scale study. *Biodiversity and Conservation* 14, 1319-1334.
- Lewis, S.V., Potter, I.C., 1977. Oxygen consumption during metamorphosis of parasitic lamprey, *Lampetra fluviatilis* (L) and its non-parasitic derivative, *Lampetra planeri* (Bloch). *The Journal of Experimental Biology* 69, 187-198.
- Libosvsky, J., 1979. Gonad weight and egg numbers in Chub, *Leuciscus cephalus*, from the Rokytna stream. *Folia Zoologica* 28, 35-42.
- Lobon-Cervia, J., Dgebuadze, Y., Utrilla, C.G., Rincon, P.A., Granado-Lorencio, C., 1996. The reproductive tactics of dace in central Siberia: Evidence for temperature regulation of the spatio-temporal variability of its life history. *Journal of Fish Biology* 48, 1074-1087.
- Lobon-Cervia, J., Montanges, C., De Sostoa, A., 1991. Influence of environment upon the life history of gudgeon, *Gobio gobio* (L.): A recent and successful colonizer of the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* 39, 285-300.
- Lucas, M.C., 2000. The influence of environmental factors on movements of lowland-river fish in the Yorkshire Ouse system. *Science of the total environment* 251-252, 223-232.
- Lucas, M.C., Mercer, T., Armstrong, J.D., McGinty, S., Rycroft, P., 1999. Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the

- migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fisheries Research* 44, 183-191.
- Lusk, S., Halacka, K., Luskova, V., 1998. The effect of an extreme flood on the fish communities in the upper reaches of the Ticha Orlice river (the Labe drainage area). *Czech Journal of Animal Science* 43, 531-536.
- Magnin, E., Fradette, C., 1977. Growth and diet of Burbot *Lota lota* (Linnaeus 1758) in several Quebec lakes and rivers. *Naturaliste Canadien* 104, 207-222.
- Maitland, P.S., Morris, K.H., East, K., 1994. The ecology of lampreys (Petromyzonidae) in the Loch Lomond area. *Hydrobiologia* 290, 105-120.
- Malmqvist, B., 1983. Behaviour of Brook Lampreys *Lampetra planeri*: Experiments on mate choice. *Oikos* 41, 43-48.
- Malmqvist, B., 1983. Growth, dynamics, and distribution of a population of the Brook Lamprey *Lampetra planeri* in a south Swedish stream. *Holarctic Ecology* 6, 404-412.
- Malmqvist, B., Brönmark, C., 1982. Filter feeding in larval *Lampetra planeri* : Effects of size, temperature and particle concentration. *Oikos* 38, 40-46.
- Malmqvist, B., 1980. Habitat selection of larval brook lampreys (*Lampetra planeri*, Bloch) in a South Swedish stream. *Oecologia* 45, 35-38.
- Malmqvist, B., 1980. The spawning migration of the brook lamprey, *Lampetra planeri* Bloch, in a South Swedish stream. *Journal of Fish Biology* 16, 105-114.
- Malmqvist, B., 1978. Population structure and biometry of *Lampetra planeri* (Bloch) from 3 different watersheds in South Sweden. *Archiv für Hydrobiologie* 84, 65-86.
- Mann, R.H.K., Bass, J.A.B., 1997. The critical water velocities of larval roach (*Rutilus rutilus*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) and implications for river management. *Regulated Rivers: Research and Management* 13, 295-301.
- Mann, R.H.K., 1996. Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* 323, 223-235.
- Mann, R.H.K., Mills, C.A., 1985. Variations in the sizes of gonads, eggs and larvae of the dace, *Leuciscus leuciscus*. *Environmental biology of fishes* 13, 277-287.
- Mann, R.H.K. 1980. The growth and reproductive strategy of the gudgeon, *Gobio gobio* (L.), in two hard-water rivers in southern England. *Journal of Fish Biology* 17, 163-176.
- Mann, R.H.K., 1976. Observations on the age, growth, reproduction and food of the chub *Squalius cephalus* (L.) in the River Stour, Dorset. *Journal of Fish Biology* 8, 265-288.
- Mann, R.H.K., 1974. Observations on the age, growth, reproduction and food of the dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in two rivers in southern England. *Journal of Fish Biology* 6, 237-253.
- Mansfield, P.J., Jude, D.J., Michaud, D.T., Brazo, D.C., Gulvas, J., 1983. Distribution and abundance of larval Burbot and Deepwater Sculpin in Lake Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society* 112, 162-172.
- Marconato, A., Bisazza, A., 1988. Mate choice, egg cannibalism and reproductive success in the river Bullhead, *Cottus gobio* L. *Journal of Fish Biology* 33, 905-916.
- Marconato, A., Bisazza, A., 1986. Males whose nests contain eggs are preferred by female *Cottus gobio* L. (Pisces, Cottidae). *Animal Behaviour* 34, 1580-1582.
- Mark, W., Hofer, R., Wieser, W., 1987. Diet spectra and resource partitioning in the larvae and juveniles of three species and six cohorts of cyprinids from a subalpine lake. *Oecologia* 71, 388-396.
- Marlborough, D. 1970. The status of the burbot *Lota lota* (L.) (Gadidae) in Britain. *Journal of Fish Biology* 2, 217-222.

- Martin, W.R., 1941. Rate of Growth of the Ling, *Lota Lota maculosa* (LeSueur). Transactions of the American Fisheries Society 70, 77-79.
- Mastrorillo, S., Copp, G.H, 2005. Diel dynamics of young and small fishes in a side-channel of the River Garonne, France, before and after a late-summer spate. Annales de limnologie 41, 15-25.
- Mastrorillo, S., Dauba, F., 1999. Short-term impact of reservoir cleaning on the microhabitat use of three non-salmonid fishes in a piedmont river in south west France. Aquatic Sciences - Research Across Boundaries 61, 323-336.
- Mastrorillo, S., Dauba, F., Belaud, A., 1996. Microhabitat use by minnow, gudgeon and stone leach in three rivers in southwestern France. Annales de Limnologie 32, 185-195.
- Mathews, C.P., Williams, W.P., 1972. Growth and annual check formation in scales of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.). Journal of Fish Biology 4, 363-367.
- Mathews, C.P., 1969. Production of Gudgeon (*Gobio gobio* L.) and other fish in the River Thames. Journal of Animal Ecology 38, P30-31.
- Mcintyre, J.D., 1969. Spawning behavior of the brook lamprey, *Lampetra planeri*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 26, 3252-3254.
- McPhail, J.D., Paragamian, V.L., 2000. Burbot biology and life history. In: Paragamian, V.L., Willis, D.H. (eds). Burbot biology, ecology, and management. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society, Fisheries Management Section Publication Number 1, pp. 11-23. [and the references therein]
- Michel, P., Oberdorff, T., 1995. Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. Cybium 19, 5-46.
- Mills, C.A., Beaumont, W.R.C., Clarke, R.T., 1985. Sources of variation in the feeding of larval Dace *Leuciscus leuciscus* in an English river. Transactions of the American Fisheries Society 114, 519-524.
- Mills, C.A., 1982. Factors affecting the survival of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), in the early post-hatching period. Journal of Fish Biology 20, 645-655.
- Mills, C.A., 1981. Egg population dynamics of naturally spawning dace, *Leuciscus leuciscus* (L.). Environmental Biology of Fishes 6, 151-158.
- Mills, C.A., 1981. The attachment of Dace, *Leuciscus leuciscus* L., eggs to the spawning substratum and the influence of changes in water current on their survival. Journal of Fish Biology 19, 129-134.
- Mills, C.A., 1980. Spawning and rearing eggs of the Dace *Leuciscus leuciscus* (L.). Fisheries Management 11, 67-72.
- Moore, J.W., Potter, I.C., 1976. Aspects of feeding and lipid deposition and utilization in the lampreys, *Lampetra fluviatilis* (L.) and *Lampetra planeri* (Bloch). Journal of Animal Ecology 45, 699-712.
- Moore, J.W., Potter, I.C., 1976. A laboratory study on the feeding of larvae of the Brook Lamprey *Lampetra planeri* (Bloch). Journal of Animal Ecology 45, 81-90.
- Morris, D., 1954. The reproductive behaviour of the River Bull-head (*Cottus gobio* L), with special reference to the fanning activity. Behaviour 7, 1-32.
- Morris, K.H., 1982. The food of the bullhead (*Cottus gobio* L.) in the Gogar Burn, Lothian, Scotland. Forth Naturalist and Historian 7, 31-44.
- Muller, K., Osterdahl, L., 1970. Beobachtungen uber das Laichen der Quappe *Lota Lota* L. Oikos Supplementum 13, 130-133.
- Nicolas, Y., Pont, D., Lambrechts, A., 1994. Using gamma -emitting artificial radionuclides, released by nuclear plants, as markers of restricted movements by chub, *Leuciscus cephalus*, in a large river, the lower Rhone. Environmental Biology of Fishes 39, 399-409.
- Nocita, A., Massolo, A., Vannini, M., Gandolfi, G., 2009. The influence of calcium concentration on the distribution of the river bullhead *Cottus gobio* L. (Teleostes, Cottidae). Italian Journal of Zoology 76, 348-357.

- Nunn, A.D., Harvey, J.P., Cowx, I.G., 2008. Winter diet and condition of two 0+ year cyprinid fish species in the lower River Trent, England. *Journal of Fish Biology* 72, 1529-1533.
- Nunn, A.D., Harvey, J.P., Cowx, I.G., 2007. The food and feeding relationships of larval and 0+ year juvenile fishes in lowland rivers and connected waterbodies. II. Prey selection and the influence of gape. *Journal of Fish Biology* 70, 743-757.
- Nunn, A.D., Harvey, J.P., Cowx, I.G., 2007. Variations in the spawning periodicity of eight fish species in three English lowland rivers over a 6 year period, inferred from 0+ year fish length distributions. *Journal of Fish Biology* 70, 1254-1267.
- Nunn, A.D., Cowx, I.G., Frear, P.A., Harvey, J.P., 2003. Is water temperature an adequate predictor of recruitment success in cyprinid fish populations in lowland rivers? *Freshwater biology* 48, 579-588.
- Nunn, A.D., Cowx, I.G., Harvey, J.P., 2002. Recruitment patterns of six species of cyprinid fishes in the lower River Trent, England. *Ecology of Freshwater Fish* 11, 74-84.
- Oscóz, J., Campos, F., Escala, M.C., 2005. Weight-length relationships of some fish species of the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Ichthyology* 21, 73-74.
- Oscóz, J., Campos, F., Escala, M.C., 2003. Alimentación del gobio (*Gobio gobio* (L., 1758)) en el río Larraun (Navarra, N. España). *Limnetica* 22, 77-84.
- Ovidio, M., Dettaille, A., Bontinck, C., Philippart, J.C., 2009. Movement behaviour of the small benthic Rhine sculpin *Cottus rhenanus* (Freyhof, Kottelat & Nolte, 2005) as revealed by radio-telemetry and pit-tagging. *Hydrobiologia* 636, 119-128.
- Pääkkönen, J.P.J., Marjomäki, T.J., 1997. Gastric evacuation rate of burbot fed single-fish meals at different temperatures. *Journal of Fish Biology* 50, 555-563.
- Pander, J., Geist, J., 2010. Seasonal and spatial bank habitat use by fish in highly altered rivers - a comparison of four different restoration measures. *Ecology of Freshwater Fish* 19, 127-138.
- Paragamian, V.L., McCormick, J., Laude, C., 2008. Changes in population indices of a diminishing Burbot population in the Kootenai River, Idaho, USA and British Columbia, Canada. *Journal of Freshwater Ecology* 23, 553-563.
- Paragamian, V.L., Hardy, R., Gunderman, B., 2005. Effects of regulated discharge on burbot migration. *Journal of Fish Biology* 66, 1199-1213.
- Pavlov, D.S., Mochek, A.D., Borisenko, E.S., Degtev, A.I., 2010. Hydroacoustic investigation of taxonomic composition and of vertical distribution of fish in the riverbed depression. *Journal of Ichthyology* 50, 969-976.
- Penaz, M., Roux, A.L., Jurajda, P., Olivier, J.M., 1992. Drift of larval and juvenile fishes in a bypassed floodplain of the Upper river Rhone, France. *Folia Zoologica* 41, 281-288.
- Penaz, M., Prokes, M., 1979. Reproduction and early development of gudgeon (*Gobio gobio*). 2. Larval and juvenile periods. *Folia Zoologica* 28, 55-64.
- Penaz, M., Prokes, M., 1978. Reproduction and early development of gudgeon (*Gobio gobio*). 1. Spawning and embryonic period. *Folia Zoologica* 27, 257-267.
- Penczak, T., 2009. Fish assemblage compositions after implementation of the IndVal method on the Narew River system. *Ecological Modelling* 220, 419-423.
- Penczak, T., 2006. Movement pattern and growth ratio of tagged fish in two lowland rivers of central Poland. *Polish Journal of Ecology* 54, 267-282.

- Penczak, T., 2006. Restricted-movement paradigm: Fish displacements in a small lowland streamlet. *Polish Journal of Ecology* 54, 145-149.
- Penczak, T., Sierakowska, K., 2003. Anglers' records as a tool for assessing changes in fish populations. *Journal of applied ichthyology* 19, 250-254.
- Penczak, T., Jankov, J., Dikov, T.J., Zalewski, M., 1985. Fish production in the Mesta River, Rila Mountain, Samokov, Bulgaria. *Fisheries research* 3, 201-221.
- Philippart, J.C., 1981. Ecologie d'une Population de Vandoises, *Leuciscus leuciscus* (L.) dans la Riviere Ourthe (Bassin de la Meuse, Belgique). *Annales de limnologie* 17, 41-62.
- Pihlaja, O., Julkunen, M., Niemelae, E., Erkinaro, J., 1998. Changes in the density of introduced bullhead, *Cottus gobio* L., and its impact on juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L., densities in a sub-Arctic salmon river in northern Finland. *Fisheries Management and Ecology* 5, 189-199.
- Pihlaja, O., Niemelae, E., Erkinaro, J., 1998. Introduction and dispersion of the bullhead, *Cottus gobio* L., in a sub-Arctic salmon river in northern Finland. *Fisheries Management and Ecology* 5, 139-146.
- Pilcher, M.W., Copp, G.H., 1997. Winter distribution and habitat use by fish in a regulated lowland river system of south-east England. *Fisheries Management and Ecology* 4, 199-215.
- Pivnicka, K., 1992. The Klicava Reservoir, Czechoslovakia: a 30 year study of the fish community. *Fisheries research* 14, 1-20.
- Poizat, G., Pont, D., 1996. Multi-scale approach to species-habitat relationships: Juvenile fish in a large river section. *Freshwater Biology* 36, 611-622.
- Polacek, M.C., Baldwin, C.M., Knuttgen, K., 2006. Status, distribution, diet, and growth of burbot in Lake Roosevelt, Washington. *Northwest Science* 80, 153-164.
- Pollux, B.J.A., Kőrösi, A., 2009. Use of stream mouth habitats by *Cottus perifretum* and *Leuciscus cephalus* along the River Meuse (the Netherlands). *Folia Zoologica* 59, 44-50.
- Pollux, B.J.A., Kőrösi, A., Verberk, W.C.E.P., Pollux, P.M.J., van der Velde, G., 2006. Reproduction, growth, and migration of fishes in a regulated lowland tributary: potential recruitment to the river Meuse. *Hydrobiologia* 565, 105-120.
- Pompei, L., Carosi, A., Pedicillo, G., Rocchini, E., Lorenzoni, M., 2011. Age and growth analysis of the chub, *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837), in the Assino Creek (Umbria, Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 400, publication no. 9 (doi 10.1051/kmae/2011011).
- Pont, D., Hugueny, B., Oberdorff, T., 2005. Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 163-173.
- Popova, I.K., Legkij, B.P., 1993. Behavioural mechanisms of larval dispersal from spawning grounds in some cyprinids. *Ehkologiya* 6, 68-74.
- Potter, I.C., Beamish, F.W.H., 1975. Lethal temperatures in ammocoetes of four species of lampreys. *Acta Zoologica* 56, 85-91.
- Prchalova, M., Horiky, P., Slavik, O., Vetesnik, L., Halacka, K., 2011. Fish occurrence in the fishpass on the lowland section of the River Elbe, Czech Republic, with respect to water temperature, water flow and fish size. *Folia Zoologica* 60, 104-114.
- Prenda, J., Rossomanno, S., Armitage, P.D., 2000. Changes in depth distribution and activity in small benthic riverine fishes under gradually changing light intensities. *Limnetica* 18, 75-80.
- Prenda, J., Armitage, P.D., Grayston, A., 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *Journal of Fish Biology* 51, 64-79.

- Pretty, J.L., Harrison, S.S.C., Shepherd, D.J., Smith, C., Hildrew, A.G., Hey, R.D., 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40, 251-265.
- Probst, W.N., Eckmann, R., 2009. Diet overlap between young-of-the-year perch, *Perca fluviatilis* L., and burbot, *Lota lota* (L.), during early life-history stages. *Ecology of Freshwater Fish* 18, 527-537.
- Prokes, M., 1995. Length weight relationship and weight condition in Chub (*Leuciscus cephalus*) and Gudgeon (*Gobio gobio*) larvae and juveniles in the river Rokytna. *Folia Zoologica* 44, 255-262.
- Prokes, M., Kokes, J., Libosvsky, J., 1988. Seasonal growth of Gudgeon, *Gobio gobio*, in the Rokytna rivulet in the 1st and 2nd years of life. *Folia Zoologica* 37, 365-374.
- Prokes, M., 1981. Seasonal growth of Chub, *Leuciscus cephalus*, in the Rokytna stream. *Folia Zoologica* 30, 371-384.
- Prokes, M., Libosvsky, J., Barus, V., 1978. Computed growth of juvenile Chub, *Leuciscus cephalus*, from Rokytna stream. *Folia Zoologica* 27, 85-96.
- Przybylski, M., 1996. Variation in fish growth characteristics along a river course. *Hydrobiologia* 325, 39-46.
- Pulliainen, E., Korhonen, K., Kankaanranta, L., Mäki, K., 1992. Non-spawning Burbot on the northern coast of the Bothnian Bay. *Ambio* 21, 170-175.
- Pulliainen, E., Korhonen, K., 1990. Seasonal changes in condition indices in adult mature and non-maturing burbot, *Lota lota* (L.), in the north-eastern Bothnian Bay, northern Finland. *Journal of Fish Biology* 36, 251-259.
- Ranta, E., Lindström, K., Salojärvi, K., 1992. Water quality, fishing effort and fish yield in lakes. *Fisheries Research* 15, 105-119.
- Ranta, E., Lindstrom, K., 1990. Water quality versus other determinants of species-specific yield of fish in Northern Finnish lakes. *Fisheries research* 8, 367-379.
- Reichard, M., Jurajda, P., 2007. Seasonal dynamics and age structure of drifting cyprinid fishes: an interspecific comparison. *Ecology of Freshwater Fish* 16, 482-492.
- Reyjol, Y., Lena, J.P., Hervant, F., Pont, D., 2009. Effects of temperature on biological and biochemical indicators of the life-history strategy of bullhead *Cottus gobio*. *Journal of Fish Biology* 75, 1427-1445.
- Reyjol, Y., Tedesco, P.A., Lim, P., 2008. Stage-dependent spatial synchrony revealed for fish populations in the Garonne River (SW France). *Aquatic Sciences* 70, 179-185.
- Rheinberger, V., Hofer, R., Wieser, W., 1987. Growth and habitat separation in eight cohorts of three species of cyprinids in a subalpine lake. *Environmental biology of fishes* 18, 209-217.
- Riehl, R., Patzner, R.A., 1998. Minireview: The modes of egg attachment in teleost fishes. *Italian Journal of Zoology* 65, 415-420.
- Rincon, P.A., Barrachina, P., Bernat, Y., 1992. Microhabitat use by 0+juvenile cyprinids during summer in a mediterranean river. *Archiv fur Hydrobiologie* 125, 323-337.
- Rosecchi, E., Thomas, F., Crivelli, A.J., 2001. Can life-history traits predict the fate of introduced species? A case study on two cyprinid fish in southern France. *Freshwater Biology* 46, 845-853.
- Roussel, J.M., Bardonnet, A., 1997. Diel and seasonal patterns of habitat use by fish in a natural salmonid brook: An approach to the functional role of the riffle-pool sequence. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* 346, 573-588.
- Roussel, J.M., Bardonnet, A., 1996. Changements d'habitat de la truite (*Salmo trutta*) et du chabot (*Cottus gobio*) au cours du nycthemere. Approches multivariees a differentes echelles spatiales. *Cybium* 20, 43-53.
- Rudstam, L.G., Peppard, P.E., Fratt, T.W., Bruesewitz, R.E., Coble, D.W., Copes, F.A., Kitchell, J.F., 1995. Prey consumption by the burbot (*Lota*

- lota*) population in Green Bay, Lake Michigan, based on a bioenergetics model. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences 52, 1074-1082.
- Ryder, R.A., Pesendorfer, J., 1992. Food, growth, habitat, and community interactions of young-of-the-year burbot, *Lota lota* L., in a Precambrian Shield Lake. Hydrobiologia 243, 211-227.
- Sasi, H., 2004. The reproduction biology of chub (*Leuciscus cephalus* L. 1758) in Topcam Dam Lake (Aydin, Turkey). Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences 28, 693-699.
- Schlosser, I.J., Kallameyn, L.W., 2000. Spatial variation in fish assemblages across a beaver-influenced successional landscape. Ecology 81, 1371-1382.
- Sen, F., Saygin, F., 2008. Biological Properties of Chub (*Leuciscus cephalus* L., 1758) in Karasu Stream (Mus/Turkey). Journal of Animal and Veterinary Advances 7, 1034-1037.
- Slavik, O., Bartos, L., Kolarova, J., Randak, T., 2007. Docksides as winter habitats of chub and pikeperch in the channelised Elbe River. Fundamental and applied limnology 168, 281-287.
- Slavik, O., Bartos, L., Mattas, D., 2005. Does stream morphology predict the home range size in burbot? Environmental biology of fishes 74, 89-98.
- Slavik, O., Bartos, L., 2002. Factors affecting migrations of burbot. Journal of Fish Biology 60, 989-998.
- Sorokin, V.N., 1971. The spawning and spawning grounds of the burbot (*Lota lota* L.). Journal of Ichthyology 11:907-915.
- Stapanian, M.A., Paragamian, V.L., Madenjian, C.P., Jackson, J.R., Lappalainen, J., Evenson, M. J., Neufeld, M.D., 2010. Worldwide status of burbot and conservation measures. Fish and Fisheries 11, 34-56.
- Stapanian, M.A., Witzel, L.D., Cook, A., 2010. Recruitment of burbot (*Lota lota* L.) in Lake Erie: an empirical modelling approach. Ecology of Freshwater Fish 19, 326-337.
- Stapanian, M.A., Madenjian, C.P., Tost, J., 2007. Regional differences in size-at-age of the recovering Burbot (*Lota lota*) population in lake Erie. Journal of Great Lakes Research 33, 91-102.
- Stoll, S., Fischer, P., Klahold, P., Scheifhacken, N., Hofmann, H., Rothhaupt, K.O., 2008. Effects of water depth and hydrodynamics on the growth and distribution of juvenile cyprinids in the littoral zone of a large pre-alpine lake. Journal of Fish Biology 72, 1001-1022.
- Stott, B., 1967. The movements and population densities of Roach (*Rutilus rutilus* (L.)) and Gudgeon (*Gobio gobio* (L.)) in the River Mole. Journal of Animal Ecology 36, 407-423.
- Sumer, S., Leiner, S., Povz, M., 2001. Marble trout (*Salmo marmoratus*) and bullhead (*Cottus gobio*) in two Slovene rivers (Adriatic sea basin). Annales 11, 29-34.
- Sutela, T., Vehanen, T., 2010. Responses of fluvial fish assemblages to agriculture within the boreal zone. Fisheries Management and Ecology 17:141-145.
- Svagzdys, A., 2001. Growth and abundance of burbot in the Curonian Lagoon and determinatives of burbot abundance. Acta Zoologica Lituanica 12, 58-64.
- Tales, E., Boet, P., Berrebi Dit Thomas, R., 1996. Les peuplements de poissons de l'annee de quelques types d'annexes fluviales dans la plaine de la Basse (Seine). Bulletin francais de la peche et de la pisciculture 343, 189-202.
- Teletchea, F., Gardeur, J.-N., Kamler, E., Fontaine, P., 2009. The relationship of oocyte diameter and incubation temperature to incubation time in temperate freshwater fish species. Journal of Fish Biology 74, 652-668.
- Tesch, F.W., 1967. Activity and behaviour of migrating *Lampetra fluviatilis*, *Lota lota* and *Anguilla Anguilla* in tidal area of river Elbe. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 16, 92-111.

- Tolonen, A., Kjellman, J., Lappalainen, J., 1999. Diet overlap between burbot (*Lota lota* (L.)) and whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in a subarctic lake. *Annales Zoologici Fennici* 36, 205-214.
- Tudorache, C., Viaene, P., Blust, R., Vereecken, H., De Boeck, G., 2008. A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish* 17, 284-291.
- Utzinger, J., Roth, C., Peter, A., 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* 35, 882-892.
- Van Liefferinge, C., Seeuws, P., Meire, P., Verheyen, R.F., 2005. Microhabitat use and preferences of the endangered *Cottus gobio* in the River Voer, Belgium. *Journal of Fish Biology* 67, 897-909.
- Vila-Gispert, A., Moreno-Amich, R., 2002. Life-history patterns of 25 species from European freshwater fish communities. *Environmental biology of fishes* 65, 387-400.
- Vitali, R., Braghieri, L., 1984. Population dynamics of *Barbus barbus plebejus* (Valenciennes) and *Leuciscus cephalus cabeda* (Risso) in the middle River Po (Italy). *Hydrobiologia* 109, 105-124.
- Vlach, P., Dusek, J., Svatora, M., Moravec, P., 2005. Fish assemblage structure, habitat and microhabitat preference of five fish species in a small stream. *Folia Zoologica* 54, 421-431.
- Vriese, F.T., Semmekrot, S., Raat, A.J.P., 1994. Assessment of spawning and nursery areas in the River Meuse. *Water Science and Technology* 29, 297-299.
- Wang, N., Appenzeller, A., 1998. Abundance, depth distribution, diet composition and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and burbot (*Lota lota*) larvae and juveniles in the pelagic zone of Lake Constance. *Ecology of Freshwater Fish* 7, 176-183.
- Wanzenböuck, J., Lahnsteiner, B., Maier, K., 2000. Pelagic early life phase of the bullhead in a freshwater lake. *Journal of Fish Biology* 56, 1553-1557.
- Ward, A.I., Axford, S., Krause, J., 2002. Mixed-species shoaling in fish: the sensory mechanisms and costs of shoal choice. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 52, 182-187.
- Waterstraat, A., Krappe, M., 1998. Distribution and abundance of *Lampetra planeri* populations in the Peene drainage (NE Germany) in relation to isolation and habitat conditions. *Italian Journal of Zoology* 65, 137-143.
- Watkins, M.S., Doherty, S., Copp, G.H., 1997. Microhabitat use by 0+ and older fishes in a small English chalk stream. *Journal of Fish Biology* 50, 1010-1024.
- Weatherley, N.S., 1987. The diet and growth of 0-group dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), and roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a lowland river. *Journal of Fish Biology* 30, 237-247.
- Welton, J.S., Mills, C.A., Pygott, J.R., 1991. The effect of interaction between the stone loach *Noemacheilus barbatulus* (L.) and the bullhead *Cottus gobio* (L.) on prey and habitat selection. *Hydrobiologia* 220, 1-7.
- Welton, J.S., Mills, C.A., Rendle, E.L., 1983. Food and habitat partitioning in 2 small benthic fishes, *Noemacheilus barbatulus* (L) and *Cottus gobio* L. *Archiv fur Hydrobiologie* 97, 434-454.
- Western, J.R.H., Feeding and digestion in 2 cottid fishes, freshwater *Cottus gobio* L. and marine *Enophrys bubalis* (Euphrasen). *Journal of Fish Biology* 3, 225-246
- Wheeler, A., 1978. Hybrids of bleak, *Alburnus alburnus*, and chub, *Leuciscus cephalus* in English rivers. *Journal of Fish Biology* 13, 467-473.
- Wheeler, A., Easton, K., 1978. Hybrids of Chub and Roach (*Leuciscus cephalus* and *Rutilus rutilus*) in English rivers. *Journal of Fish Biology* 12, 167-171.

- Wielgosz S., 1989. Factors determining the fish coexistence and the ichthyocenotic trophic relations in Włocławek Dam Reservoir, Poland. *Acta ichthyologica et piscatorial* 19, 55-73.
- Wieser, W., Forstner, H., Schiemer, F., Mark, W., 1988. Growth rates and growth efficiencies in larvae and juveniles of *Rutilus rutilus* and other cyprinid species: Effects of temperature and food in the laboratory and in the field. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45, 943-950.
- Wilkonska, H., Zelepien J., 1998. Feeding of chub (*Leuciscus cephalus* L.) fry in Koninskie lakes. *Archives of Polish fisheries* 6, 107-113.
- Wilkonska, H., Zelepien, J., 1994. Characteristics of chub (*Leuciscus cephalus* L.) fry in heated Konin Lakes. *Archives of Polish fisheries* 2, 321-332.
- Williams, W.P., 1965. The population density of four species of freshwater fish, Roach (*Rutilus rutilus* (L.)), Bleak (*Alburnus alburnus* (L.)), Dace (*Leuciscus leuciscus* (L.)) and Perch (*Perca fluviatilis* L.) in the River Thames at Reading. *Journal of Animal Ecology* 34, 173-185.
- Witkowski, A., 1972. Characteristic of *Cottus gobio* L. from streams Dzika orlica and Kamienny Pokok in Lower silesia. *Polish Archives of Hydrobiology* 19, 403-419.
- Wolnicki, J., Kaminski, R., Myszkowski, L., 2002. Temperature-influenced growth and survival of burbot *Lota lota* (L.) larvae fed live food under controlled conditions. *Archives of Polish Fisheries* 10, 109-113.
- Wolnicki, J., Myszkowski, L., Kaminski, R., 2001. The influence of water temperature on the growth, survival, condition and biological quality of juvenile burbot, *Lota lota* (L.). *Archives of Polish fisheries* 9, 79-86.
- Worthington, T., Kemp, P., Osborne, P.E., Howes, C., Easton, K., 2010. Former distribution and decline of the burbot (*Lota lota*) in the UK. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20, 371-377.
- Zitek, A., Schmutz, S., Ploner, A., 2004. Fish drift in a Danube sidearm-system: II. Seasonal and diurnal patterns. *Journal of Fish Biology* 65, 1339-1357.
- Zitek, A., Schmutz, S., Unfer, G., Ploner, A., 2004. Fish drift in a Danube sidearm-system: I. Site-, Inter- and intraspecific patterns. *Journal of Fish Biology* 65, 1319-1338.
- Zweimüller, I., 1995. Microhabitat use by two small benthic stream fish in a 2nd order stream. *Hydrobiologia* 303, 125-137.

Bijlage 2: Handleiding Leidraad habitat- en systeemgeschiktheid beekvissen

Handleiding Leidraad habitat- en systeemgeschiktheid beekvissen versie 1.0

Ralf Verdonschot & Piet Verdonschot; Team Zoetwaterecologie, Alterra Wageningen UR.

Inleiding

Met deze leidraad kan de habitat- en systeemgeschiktheid van Nederlandse beeksystemen worden bepaald voor zes vissoorten: Kwabaal (*Lota lota*), Kopvoorn (*Squalius cephalus*), Serpeling (*Leuciscus leuciscus*), Rivier- en Beekdonderpad (*Cottus perifretum* en *C. rhenatus*, exclusief de hybride-vorm van beide soorten uit o.a. de grote rivieren en het IJsselmeer), Beekprik (*Lampetra planeri*) en Riviergrondel (*Gobio gobio*). De leidraad is ontwikkeld voor boven-, midden- en benedenlopen en riviertjes (KRW-watertypen R3-R6, R9-R15, R17 en R18). Voor elke vissoort is een Habitat- en SysteemGeschiktheids-model (HSG-model) opgesteld, waarin voor de verschillende levensfasen (ei, larve, juveniel, adult) de eisen die gesteld worden aan het habitat zijn opgenomen (Verdonschot & Verdonschot 2012). Aan de hand van vragen over het beekstelsel worden de knelpunten tijdens de levenscyclus van de verschillende vissoorten opgespoord. De onderliggende problemen worden in beeld gebracht en tenslotte vertaald naar bron- en effectgerichte maatregelen.

Benodigde data

Lengte te analyseren beektraject

Om een beekstelsel te kunnen analyseren, is informatie nodig van een traject dat voldoende groot is om een populatie van een soort te kunnen herbergen. Als praktische maat is dit in de leidraad uitgedrukt in de te analyseren beeklengte. Deze lengte is bepaald op basis van gegevens in de literatuur over de actieradius van de vissoorten onder normale omstandigheden (dus geen migratieafstanden of verplaatsingen tijdens piekafvoeren). Omdat dit niet één vaststaand getal is maar een range omvat en omdat de breedte van het traject ook een rol kan spelen, moeten meerdere trajectgroottes worden geanalyseerd (Tabel 2.1). Paaimigratie vergroot het potentieel te onderzoeken gebied nog verder (Tabel 2.1). Afhankelijk van het doel van de analyse kan deze schaalvergroting meegenomen worden. Echter, in eerste instantie wordt uitgegaan van een situatie waarin alle elementen die nodig zijn tijdens de levenscyclus en de milieuomstandigheden binnen één traject aanwezig zijn.

Tabel 2.1: Lengte te analyseren beektrajecten voor verschillende beekvissoorten.

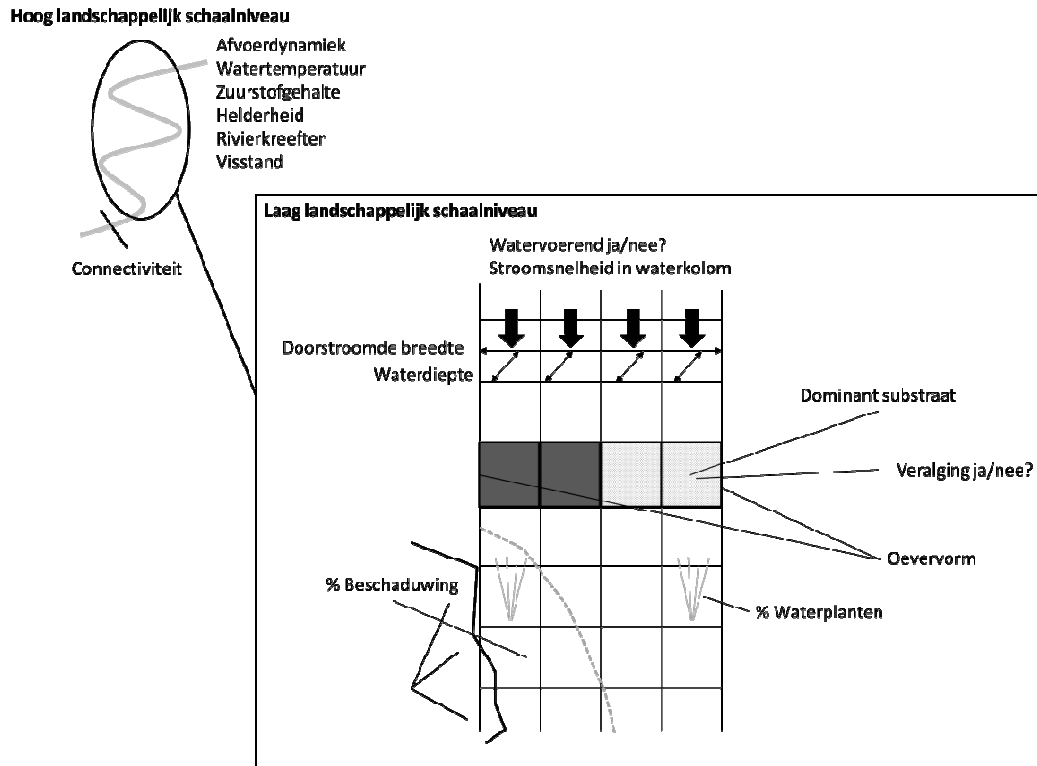
Soort	Te analyseren trajectgroottes (km)					Migratieafstand (km)
	0.1	0.2	0.4	1.0	2.0	
Beekprik	X	X	X			1-5
Kopvoorn		X	X	X	X	25-50
Kwabaal		X	X	X	X	>100
Rivierdonderpad	X					<1
Riviergrondel	X	X				<1
Serpeling	X	X	X	X		5-10

Parameters en meetfrequentie

Om de geschiktheid van een beekstelsel te kunnen analyseren voor de 6 vissoorten moeten in totaal 25 parameters gemeten zijn (Tabel 2.2). Afhankelijk van het ruimtelijke schaalniveau waarop de parameters relevant zijn, is een aantal herhalingen noodzakelijk. Voor parameters die met name spelen op een hoog landschappelijk schaalniveau (afvoer, watertemperatuur, zuurstofgehalte, helderheid, aanwezigheid populaties rivierkreeften, visstand) is één meetpunt op een representatieve locatie binnen de beek voldoende. Voor parameters die spelen op een laag landschappelijk schaalniveau, zoals substraten, stroomsnelheid en beschaduwing, is een aantal opnames noodzakelijk om de lokale heterogeniteit in beeld te krijgen. Hiervoor moet het beektraject worden onderverdeeld in segmenten van 100 m beeklengte. Het aantal segmenten dat geanalyseerd moet worden, is afhankelijk van de vissoort. Per segment wordt vervolgens onderscheid gemaakt in vier 'cellen': linkeroever, midden links, midden rechts, rechteroever (Fig. 2.1). Per cel kan vervolgens de bedekking/waarde voor de verschillende parameters worden opgenomen (Tabel 2.2). Resultaat hiervan is een goed beeld van de heterogeniteit binnen het te bestuderen traject.

Wat betreft de meetfrequentie kan voor sommige parameters worden volstaan worden met een jaarlijkse of seizoensmeting, terwijl andere parameters maandelijks gemeten moeten worden (Tabel 2.2). Het komt vaak voor dat in het laatste geval in meetreeksen af en toe een maand ontbreekt. Daarom moet hier als grens worden aangehouden dat voor elke parameter per seizoen van minimaal 2 maanden data beschikbaar moet zijn om een betrouwbare uitkomst van de modellen te krijgen. De seizoenen zijn gedefinieerd als winter: december-februari, voorjaar: maart-mei, zomer: juni-augustus, herfst: september-november.

De parameters moeten, afhankelijk van de vissoort, minimaal 2 tot 6 jaar gemeten zijn om een betrouwbaar beeld te kunnen geven (Tabel 2.3). Deze tijdsperiode is gebaseerd op de tijd die de vissoort nodig heeft om zich te ontwikkelen van ei tot volwassen vis (moment van eerste voortplanting). Als input in de leidraad moeten de mediane waarden over de verschillende jaren worden gebruikt.



Figuur 2.1: Bemonsteringsinspanning op verschillende ruimtelijke schalen. Voor parameters die spelen op een hoog landschappelijk schaalniveau is een puntmeting op een representatieve locatie voldoende, terwijl op een laag landschappelijk schaalniveau verschillende opnamen gemaakt/metingen uitgevoerd moeten worden op de lokale heterogeniteit in beeld te brengen. Hiervoor wordt de beek verdeeld in segmenten van 100 m, die per segment worden onderverdeeld in vier cellen (oever links, midden links, midden rechts, oever rechts). Elke cel wordt vervolgens bemonsterd.

Opnieuw Vragenlijst Bewerken Stoppen

Start analyse HSGM Kwabaal (Lota lota)

Bepaal Habitatgeschiktheid voor Kwabaal (Lota lota)

Verkenning van habitatgeschiktheid voor overleving volwassen vis

Schaalniveau

S B T H

1.1 - Liggen er binnen het stroomgebied wateren (stromend of stilstaand) met een maximale watertemperatuur in de zomer <15 °C? Let op: in het geval van gestratificeerde wateren moet de temperatuur in de onderste waterlaag gemeten worden.

ja

nee

Achtergrond

Vraag 1.1: De kwabaal heeft een voorkeur voor een relatief lage watertemperatuur. Bij temperaturen boven de 20 graden gaat de soort in rust, waarbij metabolisme onderdrukt wordt om energie te besparen. Als de vis de keuze heeft, wordt water met deze temperatuur vermeden.

Parameter: watertemperatuur.

Berekening: hoogste maandmaximum.

Toelichting Probleem

Toelichting bij eventuele problemen.

HSGM

	V	P/E	L	J
Geslacht	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Vrij geschikt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Matig geschikt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Weinig geschikt	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Ongeslacht	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Figuur 2.2: Een voorbeeld van de leidraad waarmee de habitat- en systeemgeschiktheid van beeksystemen voor beekvissen kan worden bepaald.

Tabel 2.2: Parameters nodig voor input HSG-modellen.

Parameters traject	Eenheid	Minimale meetfrequentie per jaar	Voor berekening nodig*
Breedte	m	Seizoen	laagste maandmaximum jaar
Diepte	cm	Seizoen	laagste en hoogste maandminimum en - maximum jaar
Droogval	% traject	Jaar	1 - hoogste maandwaarden jaar
Bodemzicht	0/1	maandelijks	alle maandwaarnemingen jaar helder
Zuurstofconcentratie (dagmeting)	mg/l	maandelijks	laagste maandminimum jaar
Zuurstofverzadiging (dagmeting)	%	maandelijks	laagste maandminimum jaar
Stroomsnelheid (aan oppervlakte in stroomdraad)	cm/s	Seizoen	laagste en hoogste maandminimum en - maximum jaar
Watertemperatuur (dagmeting)	°C	maandelijks	laagste en hoogste maandminimum en - maximum jaar
Niet drijvende algen	% traject	Seizoen	hoogste maandwaarden jaar
Waterplanten	% traject	Seizoen	laagste en hoogste maandwaarden jaar
Dood hout	% traject	Seizoen	laagste maandwaarde jaar
Boomwortels	% traject	Seizoen	laagste maandwaarde jaar
Fijne detritus/slib	% traject	Seizoen	laagste en hoogste maandwaarden jaar
Grove detritus	% traject	Seizoen	laagste maandwaarde jaar
Zand	% traject	Seizoen	laagste maandwaarde jaar
Fijn grind	% traject	Seizoen	laagste maandwaarde jaar
Grof grind/kiezels	% traject	Seizoen	laagste maandwaarde jaar
Stenen/puin	% traject	Seizoen	laagste maandwaarde jaar
Piekafvoerfrequentie (overschrijding mediane jaarafvoer > factor 4)	Aantal	Continu	som maandwaarden jaar
Holle oevers	% oeverlengte	Jaarlijks	Waarde
Rivierkreeften	0/1	Jaarlijks	aan-/afwezigheid
Visstand	0/1	Jaarlijks	aan-/afwezigheid andere vissoorten
Connectiviteit	km	Jaarlijks	Beek boven-/benedenstrooms traject is ononderbroken door kunstwerken over x km
Permanentie	0/1	Jaarlijks	permanent/niet permanent
Beschaduwing	% traject	jaarlijks; op moment van maximale sluiting kronendak (jun-sept)	Waarde

*Rekenwaarden zijn maandmedianen verschillende meetjaren

Tabel 2.3: *Minimaal aantal benodigde meetjaren HSGM voor een resultaat met een hoge betrouwbaarheid.*

Soort	Minimaal aantal meetjaren
Kwabaal	3
Kopvoorn	2
Rivierdonderpad	2
Riviergrondel	2
Serpeling	3
Beekprik	6

De leidraad

De leidraad heeft de vorm van een Microsoft Excel applicatie (Fig. 2.2).

Tabblad Start analyse

Hier kan de vissoort gekozen worden.

Tabblad HSGM

Per levensfase (overleving volwassen vis, eiafzet en ontwikkeling van ei tot vrijzwemmende larve, opgroeiende larve en juveniel) wordt een aantal vragen gesteld. Vaak wordt er bij een vraag achtergrondinformatie gegeven, te vinden in het kader Achtergrond. Het landschappelijke schaalniveau waarop deze parameter zich afspeelt, wordt weergegeven met blauwe blokjes links van de vraag (S: (deel-)stroomgebied; B: beek; T: beektraject; H: habitat). Afhankelijk van het antwoord wordt een bepaalde score gehaald. Deze score is gebaseerd op de habitateisen die naar voren zijn gekomen uit de literatuurstudie. Is deze score lager dan de maximale waarde, dan betekent dit dat de omstandigheden minder optimaal tot ongeschikt zijn. Er is dan een probleem, dat wordt aangegeven in een oranje kader onder de vraag. In het kader Toelichting probleem verschijnt tegelijkertijd wat meer informatie over het probleem. Er wordt ook een nieuw tabblad aangemaakt (OA nr. x), waarin verder op het probleem wordt ingegaan. Dit tabblad wordt behandeld in de volgende paragraaf. Wanneer een vraag niet correct is ingevuld, dan kan het verkeerde antwoord via de knop 'Terug' worden gewist en kan de juiste optie worden aangeklikt.

De scores die horen bij de verschillende vragen worden per levensfase bij elkaar opgeteld. Op basis van deze totaalscore kan vervolgens worden afgeleid hoe geschikt het geanalyseerde traject is voor de soort. Hiervoor is de maximale score opgedeeld in vijf verschillende klassen: ongeschikt, weinig geschikt, matig geschikt, vrij geschikt of geschikt. Door middel van een kleurcodering wordt het eindoordeel aangegeven in het kader HSGM.

Tabblad OA

Wanneer de omstandigheden minder tot ongeschikt zijn, verschijnt er een nieuw tabblad: OA (oorzaak analyse). Elk knelpunt heeft zijn eigen tabblad. Hier worden extra vragen gesteld over het beekstelsysteem om te achterhalen waar precies de knelpunten optreden. Voor elk knelpunt wordt weergegeven wat precies het probleem is voor de vis en wordt achtergrondinformatie gegeven over het probleem. Daarnaast wordt een aantal bron- en effectgerichte maatregelen aangedragen om het knelpunt op te heffen (Fig. 2.3)

Analyse Habitatgeschiktheid Beekvissen

Opnieuw Info Stoppen

Start analyse | HSGM Kopvoorn (Squalus cephalus) OA10 | OA17

Probleem: ontbreken van een natuurlijk beddingprofiel in lengte- en dwarsrichting

Geef hieronder aan welke factoren in relatie tot het bovenstaand probleem aan de orde zijn. Klik op de vragen voor een toelichting.

1. Is de loop van het beektraject genormaliseerd en/of gekanaliseerd?

2. Variëren beddingsdimensies en stroomsnelheden onvoldoende als gevolg van een homogeen profiel?

3. Groeien er onvoldoende bomen en houtige gewassen langs de beek?

4. Is er profielverdediging aanwezig?

5. Is de beek ingesneden?

6. Liggen er oude meanders in het beekdal maar zijn deze afgesloten van de beek?

Gevolg

Gevolg bij vraag 1: natuurlijke morfologische processen treden niet meer op

Achtergrond


Achtergrond bij vraag 1: Door normalisatie en kanalisatie is de natuurlijke variatie in stroomsnelheid binnen de beek sterk verminderd en is de omvang van natuurlijke erosie- en sedimentatieprocessen gering geworden. Hierdoor treedt bijvoorbeeld meandering vaak niet meer op en is het substraat grotendeels gehomogeniseerd. Het belangrijkste voordeel van het herstellen van deze processen is dat de habitatdiversiteit toeneemt. Er ontstaan onder andere

Brongerichte maatregelen

Brongerichte maatregelen bij vraag 1: Verleng de waterweg d.m.v. kronkels of meanders. Herstel oude meanders indien het afvoerpatroon niet is gewijzigd. Laat indien mogelijk de beek haar eigen loop vormen, stimuleer dit door geen profiel aan te brengen of een te klein lengteprofiel. Is er geen ruimte breng zelf kronkels aan of laat micromeandering toe. In de buitenbochten kunnen nieuwe steilanten ontstaan en na verloop van tijd holle oevers.

Effectgerichte maatregelen

Effectgerichte maatregelen bij vraag 1: Ontwikkel micro-meanders actief. Autonome morfologische processen op microschaal (binnen de beekbedding) kunnen worden gestimuleerd door selectief onderhoud van de bedding. Deze methode is gebaseerd op de invloed van organische structuren als takken, bladerpakketten, water- en oeverplanten op de stroomsnelheid. Door het laten liggen van organische structuren en/of door selectief maaien treedt



Figuur 2.3: Een voorbeeld van de knelpuntenanalyse, waarmee problemen binnen het beekstelsel kunnen worden vastgesteld. Daarnaast worden bron- en effectgerichte maatregelen aangedragen om de knelpunten op te lossen.

Overige knoppen

Met behulp van de knop 'Opnieuw' kan de leidraad opnieuw worden doorlopen voor de vissoort naar keuze. De knop 'Info' geeft informatie over het programma en met behulp van de knop 'Stoppen' wordt de leidraad afgesloten.

Bijlage 3: Verslag workshop Leidraad Beekvissen

Verslag Workshop Leidraad Beekvissen Wageningen, 03-07-2012

Aanwezig: M. Fagel (Waterschap Reest & Wieden), Iwan de Vries (Waterschap Hunze & Aa's), Marco Beers (Waterschap Brabantse Delta), Jordi van Moor (Waterschap Brabantse Delta), Brenda Arends (Waterschap Aa & Maas), Ineke Barten (Waterschap De Dommel), Piet Verdonschot (Alterra), Anna Besse-Lototskaya (Alterra), Ralf Verdonschot (Alterra)

Aanleiding

In opdracht van het OBN is in 2012 een leidraad ontwikkeld om de habitat- en systeemgeschiktheid van beektrajecten voor vissen te toetsen. Deze leidraad helpt om de juiste beekherstelmaatregelen voor vissen te selecteren en is gebaseerd op de habitat- en systeemeisen van 6 kritische beekvissoorten in laaglandbeken.

Het doel van deze workshop was om de leidraad te presenteren en te testen. Er waren visexperts uitgenodigd om deel te nemen aan de workshop. Aan iedere deelnemer is gevraagd om een eigen case mee te nemen die tijdens de workshop onder begeleiding is getoetst. Bijvoorbeeld; 'is mijn beek geschikt voor de beekprik?' De parameters die nodig zijn om de beek te toetsen waren vooraf aan de deelnemers toegezonden. De geschikte cases worden door Alterra verder uitgewerkt in een gezamenlijke H₂O publicatie.

Programma 3 juli

12:30-12:45 Inloop en koffie

12:45-13:15 Inleiding Leidraad Beekvissen (Ralf Verdonschot, Alterra)

13:15-15:15 Leidraad testen met eigen case

15:15-15:30 Vooruitblik publicatie en afsluiting

1. Inleiding leidraad beekvissen (R. Verdonschot)

[presentatie over de inhoud van dit rapport]

2. Ervaringen tijdens het testen van de leidraad met eigen cases.

Cases die getoetst zijn:

Kopvoorn in de Aa (hermeandering met aangetakte oude meanders)

Kwabaal in de Beerze traject Heilige eik

Kopvoorn in het Merkske

Beekprik in de Heelsumse beek

Riviergrondel

Inhoudelijk

- In de leidraad ontbreekt niet met wetenschappelijke literatuur onderbouwde informatie (bijv. veldwaarnemingen). Genoemd werden concurrentie tussen exotische vissoorten en de rivierdonderpad en het effect van predatie op beekprikken. De wens is dat dergelijke opmerkingen toch worden toegevoegd.
- Voor welke soorten geldt dat wanneer de beek geschikt is voor betreffende soort ook het gehele beekstelsel op orde is?
- De leidraad heeft alleen betrekking op laaglandbeken. Kan dit uitgebreid worden?
- De leidraad heeft een meerwaarde voor een gebieds-/systeemaanpak en ondersteunt bestuurders bij het nemen van beslissingen of het realiseren van herstelplannen.
- Om een case te toetsen worden hoge eisen aan de beschikbare gegevens gesteld. De vraag is welke parameters zijn in welke mate van detail en nauwkeurigheid nodig om de leidraad toe te kunnen passen? De leidraad geeft wel steun aan parameterkeuzes voor monitoring. Monitoringsparameters en -technieken moeten wel toepasbaar zijn en effectief.
- Wat zijn de beperkingen aan de beektypen die getoetst kunnen worden. Zo was voor de kopvoorn de beekcase te groot? Zo was het Merkske te breed voor de kopvoorn terwijl de soort er wel voorkomt? Wat te doen? De variabelen breedte, diepte en stroomsnelheid moeilijk in te voeren (in vraag 1.3?).
- Factor troebelheid (bodembeding) is moeilijk te kwantificeren.
- Kunnen er in de leidraad nog meer vissoorten worden opgenomen? Bijvoorbeeld het Bempje.

Praktisch

- Er is behoefte aan een begrippenlijst.
- Het resultaat van de leidraad is de indicatie van potentie van een beektraject voor ontwikkeling/herstel. Er is wel een wens dat de problemen/maatregelen in het rapport dat volgt op de toetsing ook een prioritering bevat. De rapportage functie mag sowieso meer uitgebreid.
- De vragen worden soms moeilijk gevonden. Vereenvoudig de vragen met deelvragen die ieder een helder ja of nee opleveren. Stop niet meerdere vragen in 1 vraag.
- Wanneer vragen dubbel zijn dan het programma het eerdere antwoord laten oppakken en niet de vraag opnieuw stellen.
- Kan er een optie komen dat teruggebladerd kan worden in het programma.
- Kan er een optie komen dat alle factoren tegelijk geëvalueerd kunnen worden dan hoeven ook niet steeds dezelfde antwoorden te worden gegeven voor een bepaald beektraject.
- Er zaten nog bugs in het programma die z.s.m. verholpen worden.

- Soms is ja nee omgedraaid. Consequent proberen op de ja's (of nee's) door te gaan. Een neem geen vragen op waar een dubbele ontkenning in zit.
- Is het mogelijk te antwoorden in klassen i.p.v. ja / nee omdat dat vaak wel bekend is. Ja of nee is te absoluut.
- Kan het rapport ook als pdf worden opgeleverd uit het programma?
- Specifieke opmerkingen bij vraag (meer uitleg of specificering nodig):
 - 1.3 bij normale afvoer?
 - 1.7 en bij extreme (hoge) afvoeren?
 - 1.8 is 5% voldoende?
 - 1.5 maximaal bij laagste stand in beek (grootste diepte)?
 - Uitleg: ov4 = 4x mediane afvoer
 - Uitleg: bij breedte vraag over welke breedte precies bedoeld wordt m.a.w. bij welke afvoercondities, waar in het profiel?

3. Vooruitblik

Alterra levert z.s.m. een werkende versie aan alle deelnemers en de deelnemers gaan nogmaals door de leidraad en sturen hun nieuwe bevindingen toe.

Alterra neemt alle gemaakte opmerkingen mee naar de opdrachtgever. Bugs en eenvoudige wijzigingen worden aangebracht. Andere wensen worden genoteerd en verwerkt in een volgende fase.