



Vlaanderen
is wetenschap

Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer – onderzoeksprogramma visserij 2015 Eindrapport

Ine Pauwels, Jeroen Van Wichelen, Lore Vandamme, Inne Vught, Gerlinde Van Thuyne, Johan Auwerx, Raf Baeyens, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Bruno Picavet, Sebastien Pieters, Karen Robberechts, Claude Belpaire & Johan Coeck

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Auteurs:

Ine Pauwels, Jeroen Van Wichelen, Lore Vandamme, Inne Vught, Gerlinde Van Thuyne, Johan Auwerx, Raf Baeyens, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Bruno Picavet, Sebastien Pieters, Karen Robberechts, Claude Belpaire & Johan Coeck
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is het Vlaams onderzoeks- en kenniscentrum voor natuur en het duurzame beheer en gebruik ervan. Het INBO verricht onderzoek en levert kennis aan al wie het beleid voorbereidt, uitvoert of erin geïnteresseerd is.

Vestiging:

INBO Brussel
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel
www.inbo.be

e-mail:

johan.coeck@inbo.be

Wijze van citeren:

Pauwels I., Van Wichelen J., Vandamme L., Vught I., Van Thuyne, G., Auwerx J., Baeyens R., De Marteleire N., Gelaude E., Picavet B., Pieters S., Robberechts K., Belpaire C. & Coeck J. (2016). Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer - onderzoeksprogramma visserij 2015: eindrapport. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2016. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

D/2016/3241/176

INBO.R.2016.12075827

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Druk:

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Foto cover:

Paaiende beekprikken in een Veluwe sprengbeek in split-focus.
Vilda/Lars Soerink

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

Agentschap Natuur en Bos en het Visserijfonds



Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer

Onderzoeksprogramma visserij 2015

Eindrapport

Ine Pauwels, Jeroen Van Wichelen, Lore Vandamme, Inne Vught, Gerlinde Van Thuyne, Johan Auwerx, Raf Baeyens, Nico De Maerteleire, Emilie Gelaude, Bruno Picavet, Sebastien Pieters, Karen Robberechts, Claude Belpaire & Johan Coeck

Onderzoek in opdracht van het Agentschap Natuur en Bos en het Visserijfonds

**INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK**

Dankwoord/Voorwoord

Graag danken wij alle leden van de stuurgroep voor de opvolging en constructieve inbreng.

Het onderzoek naar de glasaalintrek was niet mogelijk zonder de lokale ondersteuning van Glenn Degros en Ingrid de Zayer (VMM), Paul Clinckemalie en Katrien Coene (Polder Noordwatering Veurne) en de sluiswachters van de Ganzepoot (W&Z). Vrijwillige medewerking tijdens de nachtelijke kruisnetbemonsteringen van glasaal in het Afvoerkanaal van Veurne-Ambacht werd verleend door Robbe Van Wichelen, Evelien Van de Vyver (VMM), Pieterjan Verhelst (UGent) en Peter Coene (Sportvisserij Vlaanderen). Bijkomende technische ondersteuning werd verleend door Wim Vyverman (UGent) en David Buysse, Jo Packet, Jan Soors, Nico De Regge, Gerald Louette en Gerrit Genouw (INBO).

Samenvatting

Dit rapport geeft en bespreekt de resultaten van het onderzoek uitgevoerd in 2015 door de onderzoeksgroep Aquatisch Beheer in het kader van het lopende onderzoeksprogramma binnen de overeenkomst rond de wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer met het Agentschap Natuur- en Bos en het Visserijfonds. Deze rapportage behandelt twee grote onderzoeksluiken, enerzijds studies inzake de implementatie van het palingbeheersplan (in het kader van de Europese Palingverordening), en anderzijds onderzoek rond de sootherstelprogramma's van stroomminnende vissoorten. Deze rapportage is een voortzetting en aanvulling van de eerdere rapportages (Van den Neucker et al., 2009; 2010a; 2010b; 2012; 2013a; 2013b; Vught et al., 2015), en dient als dusdanig in combinatie met deze rapporten gelezen te worden.

In het kader van het **palingbeheersplan** werd tijdens het voorbije jaar onderzoek verricht naar 1. de haalbaarheid van een gerichte glasaalbevissing in de IJzermonding, 2. de haalbaarheid van een zilverpalingmonitoring in het IJzerbekken en 3. een verbetering van de in- en uittrek van paling van en naar de Grote Beverdijkvaart via het Afvoerkanaal en het pompgemaal van Veurne-Ambacht.

Haalbaarheid van een gerichte glasaalbevissing in de IJzermonding

Zowel expertkennis als een vergelijkende studie van de vangstefficiëntie van verschillende methodes die in het verleden reeds in de IJzermonding werden toegepast, wijzen bootvisserij met behulp van duwnetten aan als meest valabele methode om glasalen te vangen in de IJzermonding. Bootvisserij veroorzaakt evenwel een hoge mortaliteit onder de gevangen glasalen en zou in de IJzermonding sterk kunnen interageren met de van internationaal belang zijnde jaarlijkse glasaalmonitoring. Het vangen van glasaal in de IJzermonding is bovendien niet concurrentieel met buitenlandse glasaalvisserij omwille van de nog steeds zeer beperkte natuurlijke glasaalaanvoer aan onze kust en het ontbreken van enigerlei lokale infrastructuur inzake de bevissing, verwerking, opslag en transport van glasaal.

Haalbaarheid van zilverpalingmonitoring in het IJzerbekken

Het ontbreken van gegevens maakt het op dit moment bijzonder moeilijk om de haalbaarheid van een zilverpalingmonitoring in het IJzerbekken goed in te schatten. De efficiëntie van een gerichte zilverpalingmonitoring hangt af van drie belangrijke criteria: locatie, tijdstip/frequentie van bemonsteren en vangstmethode. Uittrekpieken worden vaak in de herfst waargenomen en blijken dikwijls verbonden aan debietstoename ten gevolge van perioden met (hevige) neerslag. Deze migratiepieken zijn evenwel moeilijk te voorspellen wat pleit voor een permanente monitoring, op zijn minst tijdens de maanden september-november. Deze zou kunnen geschieden met behulp van (schie)fuiken, een vrij eenvoudige en veelvuldig toegepaste methode voor het vangen van zilverpaling. Wat betreft de locatie kan men ofwel opteren voor één monitoringsstation laag in het stroomgebied (bv. de getijgeul) of voor een aantal locaties in de polders hogerop in het stroomgebied. Daarnaast biedt ook het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht heel wat mogelijkheden als permanent monitoringsstation voor de zilverpalinguittrek in het IJzerbekken.

Het Veurne-Ambacht pompgemaal als migratieknelpunt voor paling

Vooraleer bepaalde beleidskeuzes te kunnen maken in het passeerbaar maken van het Veurne-Ambacht pompgemaal werd uitgebreid onderzoek verricht naar het trekgedrag van in het Afvoerkanaal binnenkomende glasaal. Zelfs zonder het toepassen van omgekeerd spuibeheer bleek glasaal in staat om het Afvoerkanaal via kieren en spleten binnen te dringen en zich stroomopwaarts naar het pompgemaal te begeven waar ze bijwijken massaal met behulp van 2 palinggoten werden gevangen. Ze ondervonden daarbij ogenschijnlijk weinig hinder van fysische en fysiologische hindernissen want reeds jonge stadia waren in staat om deze afstand actief te overbruggen zelfs in perioden van hoge waterafvoer en bij temperaturen <7°C. Het gebruik van palinggoten bleek een valabele methode om glasaal (en elvers) omheen het pompgemaal te geleiden. Evenzeer dient eerst ook bijkomend onderzoek naar het uittrekgedrag van zilverpaling ter hoogte van het pompgemaal te worden verricht opdat een weloverwogen keuze kan worden gemaakt inzake het passeerbaar maken van dit gemaal voor uit de polder naar zee trekkende zilverpaling.

Het onderzoek rond de **soortherstelprogramma's van stroomminnende vissoorten** omvat diverse studies waaronder het opvolgen van herintroducties via evaluatiebestandsopnames, het uitvoeren van habitatevaluaties, onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal en de knelpunten die de ontwikkeling van een duurzame kwabaalpopulatie in de weg staan, de evaluatie van nieuw aangelegde riffles, en de ontwikkeling van een beoordelingsmethode voor beekprikhabitats.

Visbestandsopnames ter evaluatie van herintroducties.

In het kader van de herintroducties die worden uitgevoerd, werden opvolgingsafvissingen uitgevoerd voor de doelsoorten kwabaal (*Lota lota*), kopvoorn (*Squalius cephalus*) en serpeling (*Leuciscus leuciscus*). Een herintroductie is namelijk pas volledig geslaagd als de uitgezette dieren niet alleen opgroeien, maar zich ook succesvol kunnen reproduceren en een aanzienlijk deel van die nakomelingen kan doorgroeien tot paairijpe dieren. Alleen op die manier kan er zich een gezonde, duurzame populatie vestigen.

Jaarlijks worden drie trajecten op de IJse en drie op de Grote Nete elektrisch afgevisst, zowel in najaar (midden augustus tot begin september) als voorjaar (midden februari tot eind maart). Op deze manier kan informatie over de overleving, natuurlijke rekrutering en demografische structuur van de geïntroduceerde populaties van deze drie doelsoorten worden verzameld en een goed beeld worden gevormd van hun status. Bij deze bevissingen worden alle trajecten éénmalig met dezelfde inspanning bemonsterd. Ook de in augustus 2015 door het INBO in het kader van het verdichtingsmeetnet verzamelde gegevens van het afvistraject aan de Peer Luytendijk (Grote Nete) werden in het rapport opgenomen.

Uit de opvolgingsafvissingen van kwabaal, kopvoorn en serpeling van de voorbije jaren blijkt dat de uitgezette dieren overleven en bovendien een goede groei vertonen. Voor de kwabaal zijn er aanwijzingen dat de soort zich kan voortplanten in het gebied van de Grote Nete. Toch is het rekruteringsucces nog beperkt. Er werd geen natuurlijke reproductie waargenomen in de IJse. In de Grote Nete werd wel juveniele kopvoorn en serpeling gevangen, wat wijst op succesvolle rekrutering. Bijgevolg kan worden gesteld dat er in de Grote Nete een zichzelf instandhoudende kopvoorn- en serpelingpopulatie voorkomt.

In het najaar 2015 werden tevens habitatopmetingen gedaan op alle trajecten in de IJse en de Grote Nete. De geschiktheid ervan werd beoordeeld voor de drie doelsoorten op basis van een analyse van de waterkwaliteit en een analyse volgens de habitatgeschiktheidsmodellen voor kopvoorn, serpelingen kwabaal. Per afvistraject werden de gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns, serpelingen en kwabalen vergeleken met de aantallen die op basis van de HabitatGeschiktheidsIndex (HGI-) modellen kunnen worden verwacht.

Ondanks de hoge vangstaantallen van kopvoorn en serpeling blijkt het habitat in de IJse op basis van de bestaande HGI-modellen slechts matig geschikt voor beide soorten. Voor (sub)adulte kopvoorn is het zo goed als ontbreken van holle oevers en debris zoals dood hout de voornaamste oorzaak, terwijl dit voor (sub)adulte serpeling te wijten zou zijn aan de suboptimale stroomsnelheden. Ook voor juveniele kopvoorns en serpelingen blijkt de IJse op basis van de HGI-modellen slechts matig geschikt. Er werden geen juvenielen gevangen op de trajecten in de IJse. Het uitblijven van succesvolle rekrutering is voor beide soorten hoogstwaarschijnlijk te wijten aan de afwezigheid van geschikte paaigronden en/of het ontbreken van geschikt larvaal habitat. Naast de slechts matige habitatgeschiktheid, blijkt ook de waterkwaliteit in de IJse een aandachtspunt te vormen.

Enkele trajecten van de Grote Nete werden als ongeschikt bevonden voor adulte kopvoorn. Het traject te Meerhout bleek volgens de habitatanalyse geschikt te zijn voor juveniele kopvoorns. Dit werd bevestigd door de vangstgegevens. De trajecten aan Peer Luytendijk en Hoolstmolen zijn volgens de HGI-modellen geschikt voor zowel juveniele als (sub)adulte serpeling. Desondanks werden op deze trajecten respectievelijk lagere en hogere aantallen juveniele en (sub)adulte serpeling gevangen dan verwacht. Op geen enkel afvistraject werd kwabaal verwacht. Desondanks werd een behoorlijk aantal aangetroffen op het traject aan Meerhout en aan Peer Luytendijk. Kwabalen hebben nood aan schuilplaatsen tijdens hun (sub)adulte levensfase. Holle oevers zijn daarom ideaal. Ook grote stenen, dood hout, stroomkuilen en dense vegetatiepakketten kunnen als schuilplaats worden aangewend.

Onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal

Uit de opvolging van de uitgezette kwabaalpopulatie in de Grote Nete blijkt dat de uitgezette dieren goed overleven en groeien. Ze worden ook paairijp. De vangst van kwabaaljuvenieltjes in 2010 en 2014 en van enkele kwabaallarven in 2014 in en rond de Asbeek wijst er op dat de kwabaal zich ook voortplant. We willen nagaan of de

kwabaal zich ook in 2015 voortgeplant heeft in het gebied van de Grote Nete. Bovendien willen we achterhalen of de kwabaal zich ook voortplant in de Meynekomplas in Aldeneik. Omdat het bepalen van het paaisucces van de kwabaal moeilijk is, willen we daarnaast gaandeweg ook onze methodes en technieken op basis van nieuwe inzichten uit de literatuur en ervaringen op terrein verder ontwikkelen en aanpassen om dit onderzoek te vergemakkelijken.

Op basis van dit onderzoek kunnen we met zekerheid stellen dat de kwabaal zich in het gebied van de Grote Nete voortgeplant heeft in de winter van 2014-2015. We vingen voor de tweede keer op rij kwabaallarven in het poeltje aan de Asbeek en voor de derde keer juvenielen in de Asbeek zelf. Daarnaast vingen we voor de eerste keer sinds de opstart van dit onderzoek ook twee juvenieltjes in het traject van de Heilooop net stroomafwaarts van het kanaal Dessel-Kwaadmechelen. De vangst van kwabaallarven twee jaren op rij toont aan dat de kwabalen, ondanks dat de omstandigheden misschien niet ideaal zijn, toch gebruik maken van het poeltje langs de Asbeek om er te paaien. Het aanleggen van met de hoofdliep geconnecteerde poeltjes kan dus echt wel een gunstige herstelmaatregel zijn voor kwabaal. Desondanks moeten we blijven streven naar het herstel van de laterale connectie tussen waterloop en valleigebied waardoor de kwabaal weer gebruik kan maken van langdurig geïnundeerde overstromingsvlakten als kraamkamer.

We hebben geen enkele aanwijzing dat de kwabaal zich voortplant in de Meynekomplas. We vonden, ondanks onze inspanningen, geen kwabaallarven of juvenielen. Grindplassen zoals de Meynekomplas bieden echter toch heel wat mogelijkheden als paai- en opgroeigebied voor kwabaal. Het is dan ook interessant om deze denkpiste op te nemen in toekomstig onderzoek in het kader van het herstelproject rond kwabaal.

Knelpunten voor de ontwikkeling van een duurzame kwabaalpopulatie

Ondanks de goede groei en overleving van de uitgezette kwabalen en de tekenen van natuurlijke reproductie in de Asbeek in 2010 en 2014 en in de Heilooop en Asbeek in het voorjaar van 2015, kunnen we de herintroductie van kwabaal in de Grote Nete voorlopig nog niet echt succesvol noemen. Er heeft zich namelijk nog geen duurzame kwabaalpopulatie kunnen vestigen. In dit onderzoeksluik probeerden we te achterhalen welke knelpunten de vestiging van een duurzame kwabaalpopulatie in de weg staan. Vooral de uiterst beperkte aanwezigheid van geschikt paai- en opgroeigebied o.a. door het verlies en/of onbereikbaar worden van natuurlijke overstromingsvlakten is in het stroomgebied van de Grote Nete het grootste struikelblok. De allerbelangrijkste herstelmaatregel voor kwabaal is dan ook het herstel van de eenheid tussen waterloop en haar uiterwaarde (met typische structuur) met haar natuurlijke overstromingsdynamiek (frequentie, duur en diepte). Wanneer herstel van overstromingsvlakten onmogelijk is, kan de aanleg van kleine, met de waterloop geconnecteerde, liefst tijdelijke, ondiepe plassen en poelen soelaas bieden. Dat deze herstelmaatregel werkt voor kwabaal, blijkt uit het feit dat we al twee jaren op rij kwabaallarven observeerden in een poeltje langs de Asbeek. Dit poeltje is bij hoog water bereikbaar vanuit de Asbeek, staat in winter en voorjaar langdurig onder water, is rijk aan voedsel voor de kwabaallarven en heeft weinig roversdruk omdat het in de zomer zo goed als droogvalt.

Evaluatie van nieuw aangelegde paairiffles voor stroomminnende soorten

Door ingrijpen van de mens zijn grindbedden, ook wel riffles genoemd, sterk gereduceerd of zelfs verdwenen uit de Europese rivieren. Om de rivieren en de vissoorten te helpen, wordt de laatste tijd meer en meer aan rivierrestauratie gedaan. Aanpassingen aan bestaande riffles of aanleg van nieuwe riffles zijn twee maatregelen die de habitatkwaliteit, en daarmee de status van lithofiele soorten, opnieuw kunnen verbeteren. Na opmetingen in verschillende waterlopen (de IJse, de Laan, de Zwalm en de Vleterbeek), werden eind 2013 riffles aangelegd in de IJse en de Dalemansloop. De evolutie van deze riffles wordt sindsdien opgevolgd. Een nulmeting werd uitgevoerd in 2013, gevolgd door evaluatiemetingen in 2014 en 2015. Hierbij worden volgende variabelen opgemeten: lengte en breedte van de riffle, de korrelgrootte van het substraat, de aanwezigheid van periliton (algenbedekking), de waterdiepte, de stroomsnelheid, het debiet, de mate van ingebedheid van het stenig substraat, de beschaduwing en de bedekking door waterplanten. Dit onderzoek moet inzicht bieden in het nut, de geschiktheid en de duurzaamheid van riffles als geschikt paaihabitat voor lithofiele soorten in Vlaanderen. Op basis van deze inzichten kan er dan gericht advies worden gegeven naar de verbetering van bestaande riffles, de aanleg en het beheer van nieuwe riffles.

Bijkomend werd in dit luik de aanwezigheid van potentieel interessante paairiffles in de vallei van de drie beken (de Winterbeek, Grotebeek, Kleinebeek en Genemeersbeek in het Demerbekken) onderzocht aan de hand van een

veldinspectie. Daar waar riffles aanwezig zijn werd de diepte, lengte, breedte, substraat, ingebedheid en begroeiing genoteerd, alsook de historische en huidige gegevens van de vermelde waterlopen (historiek, verhang, bodem en substraat). Deze zoektocht resulteerde in vier potentieel interessante paaririffles. De riffle aan de Molenstede werd geselecteerd als meest belovend en zal in meer detail worden opgemeten naar volgend jaar toe.

De riffles in de Dalemansloop konden niet worden opgemeten in 2015, omdat deze te diep liggen. Bijgevolg zijn deze ook niet interessant als paaihabitat voor stroomminnende vissoorten. De stroomsnelheid is er namelijk te laag en sedimentatie op de riffles heeft er toe geleid dat het grind onder een laag slib ligt. Om deze riffles een kans te geven, zou meer grind moeten worden aangevoerd, teneinde de waterloop minder diep te maken en de stroomsnelheid te verhogen.

De waterdiepte en stroomsnelheid in de riffles van de IJse waren in 2015 nog steeds binnen het optimale bereik voor de voortplanting van de doelsoorten. Initieel verbeterd de hoeveelheid perolithon na aanleg van de riffles, maar in 2015 was de hoeveelheid begroeide partikels reeds sterk toegenomen. Deze gestage algengroei is met grote waarschijnlijkheid te wijten aan de hoeveelheid nutriënten in het water in combinatie met de helderheid van het water (waardoor een grote hoeveelheid licht tot de bodem kan doordringen). De ingebedheid, porieruimte en compactie van het substraat waren verbeterd kort na de aanleg, maar in 2015 waren deze opnieuw geëvolueerd naar meer ingebed en geconsolideerd substraat met geblokkeerde porieruimten. In 2015 waren meer klassen van de korrelgrootte vertegenwoordigd in vergelijking met de situatie kort na de aanleg. Dit is een verbetering t.o.v. de situatie in 2014, waar de substraatpartikels wat aan de grote kant waren. Het is bijgevolg belangrijk dat de riffles verder worden opgevolgd, met het oog op eventuele dichtslibbing van de riffle, de algengroei, en de aanwezigheid van grind met een optimale korrelgrootte. Daarnaast zou het interessant zijn om een methode te zoeken waarmee het paaisucces op deze riffles zou kunnen worden opgevolgd.

Potenties voor de uitbreiding van het areaal van de beekprik en ontwikkeling van een beoordelingsmethode voor beekprikhabitats

Beekprik (*Lampetra planeri*) is een bedreigde soort van Europees belang beschermd door de Habitatrichtlijn als Bijlage II soort en op Vlaams niveau als kwetsbaar gekwalificeerd op de Vlaamse Rode Lijst. Beekprik zou in principe het volledige boven- en middenlopende gebied van onze rivieren moeten kunnen bevolken. Op Europees vlak en in eigen land is de soort echter sterk achteruitgegaan, in Vlaanderen is zijn actuele verspreiding teruggedrongen tot een beperkt aantal bovenlopen. Beekprik heeft maar een beperkte migratiecapaciteit. Voor de realisatie van de instandhoudingsdoelstelling (IHD) is een areaaluitbreiding noodzakelijk.

Het doel van dit luik is om na te gaan of bepaalde trajecten waar de soort vroeger voorkwam en nu verdwenen is, terug geschikt zijn voor de beekprik. Hiervoor wordt onderzocht welke de voornaamste huidige knelpunten zijn die het overleven en uitbreiden van de populaties beekprik verhinderen.

Daarnaast wordt getracht om aan de hand van bestaande kennis en veldgegevens een beoordelingsmethode voor beekprikhabitats op te stellen. Deze methode moet een eerste evaluatie toelaten van de geschiktheid van de (huidige en historische) beekprikwaterlopen in Vlaanderen.

Het onderzoek in 2015 bouwde voort op het in 2014 opgestarte onderzoek. In 2014 werd een literatuurstudie uitgevoerd naar de ecologie van beekprik en de methoden die in andere (vnl. Europese) landen al toegepast werden om de geschiktheid van het habitat voor beekprik te onderzoeken en te voorspellen. Deze informatie werd nu mee gebruikt voor de ontwikkeling van de evaluatiemethode. Daarnaast werd in 2014 de historische en huidige verspreiding van beekprik in Vlaanderen in kaart gebracht. Deze verspreiding werd dit jaar tot en met 2015 geüpdatet.

De beekprikgegevens werden gekoppeld aan gegevens voor waterkwaliteit en hydromorfologie uit bestaande datasets van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Deze twee gekoppelde datasets werden geanalyseerd ter onderbouwing van een evaluatiemethode voor beekprik in Vlaanderen. Voor de data-analyse, specifiek het achterhalen van de belangrijkste omgevingsvariabelen voor beekprik en hun kritische waarden, werden twee data-gedreven technieken toegepast, nl. random forests en classificatiebomen.

De ontwikkelde methode bevat uiteindelijk 19 te evalueren omgevingsvariabelen: zes waterkwaliteitsvariabelen, drie omgevingsvariabelen, één biologische variabele en 9 hydromorfologische variabelen. Deze variabelen zijn

ingedeeld in drie grote stadia die onderling verschillen in hun discriminatie tussen wel of geen overleving van beekprik.

De betrouwbaarheid van de methode is slechts zo groot als de juistheid van de kennis die gebruikt werd voor het expertkennis gebaseerde deel van de methode. De betrouwbaarheid van de data-ontwikkelde analyses was goed, maar de ecologische relevantie was dat niet altijd. Bij de opbouw van de evaluatiemethode is gelet op de toepasbaarheid en werd rekening gehouden met het mogelijks wegvallen van variabelen ten gevolge van het niet-beschikbaar hebben van de gegevens. De methode werd nog niet gevalideerd. Het zal volgend werkjaar toegepast worden op enkele meetplaatsen in Vlaanderen. Wanneer op die plaatsen ook een afvissing van beekprik uitgevoerd wordt kan de methode gevalideerd worden. De methode kan ten allen tijden bijgestuurd worden als er nieuwe inzichten opduiken ten gevolge van de eerste toepassing en validatie en als opgemerkt wordt dat de evaluatiemethode ondermaats presteert.

Aanbevelingen voor beheer en/of beleid

Dit werk rapporteert over de resultaten van een onderzoeksprogramma dat sterk beleidsgericht is, en kadert in het Vlaams zoetwatervisserijbeleid. Het rapport is doorweven van relevante informatie over visserijbeleidsgerichte maatregelen.

Graag verwijzen we dan ook naar de respectievelijke (deel)hoofdstukken voor de specifieke beleidsmaatregelen in het kader van het palingbeheerplan en het soortherstel.

English abstract

This report presents and discusses the results of the research conducted in 2015 by the research group Aquatic Management of the Research Institute for Nature and Forest in support of the fisheries and fish stock management carried out by the Flemish Agency for Nature and Forest and the Fisheries Fund. This report deals with two major research parts, first, studies in support of the implementation of the eel management plan (as part of the European Eel Regulation), and second, research in support of the ongoing recovery programs of rheophilic fish species. This report is a continuation and supplement of earlier reports (Van den Neucker et al., 2009; 2010a; 2010b; 2012; 2013a; 2013b; Vught et al, 2015), and should, as such, be read in conjunction with these reports.

In the frame of the **national Eel Management Plan, specific research on the European eel (*Anguilla anguilla*)** was conducted in 2015/16 concerning 1. the feasibility of a targeted glass eel fishery in the Yser estuary, 2. the feasibility of a silver eel monitoring program in the Yser river basin and 3. the improvement of eel passage along a pumping station (Veurne-Ambacht) located on an important migration axis (Grote Beverdijkvaart) between the Yser estuary and the polder area.

Feasibility of a targeted glass eel fishery in the Yser

Expert knowledge as well as a comparative analysis of the efficiency of different glass eel fishing techniques that were used earlier in the Yser estuary denote boat fishing as the most valid method to capture glass eels in the Yser estuary. However, the commercial exploitation of glass eels by boat fishery is hampered by 1. the typically high mortality rates in the catches, 2. the still very limited natural glass eel recruitment at the Belgian coast, 3. the absence of local infrastructure concerning the capture, processing, storage and transport of glass eels in Belgium, 4. the potential negative impact on the local natural glass eel migration and its importance for the local Yser eel stock and 5. the strong interference with the local long time glass eel monitoring series at the Yser estuary, recognized as a site of international importance by the international eel management community. These constraints make any commercial glass eel fishery in the Yser estuary completely uncompetitive with existing foreign glass eel fisheries.

Feasibility of a silver eel monitoring program in the Yser river basin

A general lack of field data currently precludes the assessment of the feasibility of a silver eel monitoring program in the Yser basin. The efficiency of such program depends on 3 important criteria: sampling location, sampling time/frequency and fishing gear used. Peaks in silver eel migration occur predominantly in autumn and are linked with increased discharges as a result of (severe) precipitation. These migration peaks are, however, difficult to predict, hence monitoring should be undertaken continuously, at least during the months September-November. The use of fykes seems preferable since it is a relatively simple and widely applied method for catching silver eels. With regard to the location, one can either opt for one monitoring station somewhere low in the catchment area (e.g. in the tidal channel) or for a number of upstream locations in the polder area. In addition, the Veurne-Ambacht canal also offers several opportunities to act as a permanent monitoring station for tracing silver eel escapement in the near future.

The Veurne-Ambacht pumping station as a bottle neck for eel migration

Before glass eels can enter the polder area by the Veurne-Ambacht Canal, they should be able to pass two major migration barriers, the sea sluice complex of the Ganzepoot and the Veurne-Ambacht pumping station. Earlier research has revealed that adjusted sluice management is a successful tool to improve glass eel passage through the sluice complex, however certain policy choices still need to be made to guide glass eels safely around the pumping station. Extensive research on the migratory behavior of glass eels once they entered the Veurne-Ambacht canal was carried out in order to 1. evaluate the success of adjusted sea sluice management for glass eel intake and 2. to assess if glass eels are able to migrate actively towards the pumping station in spite of physical and physiological challenges. It was shown that even without adjusted sluice management glass eels can pass the sluice complex and enter the Veurne-Ambacht canal through cracks and openings in the sluice doors. Moreover, they were able to actively swim towards the pumping station where they could be captured, sometimes in high abundances, by means of two eel ladders. Also fresh arrivals (unpigmented stages) were able to bridge this distance even in periods of high water discharge and temperatures <7°C, seemingly little affected by physical and physiological constraints. The use of eel ladders turned out to be a valid method to guide glass eels (and elvers) around the pumping station directly into the polder area. Concordantly, additional research concerning silver eel

behavior and escapement in this canal should be carried out in order to improve the passability of this pumping station for downwards migrating silver eels.

The research in support of the **Flemish recovery programs for rheophilic species** includes several studies: monitoring of reintroductions through fish assessment surveys, conducting habitat assessments, the assessment of the reproduction of burbot and the study of bottle-necks for the restoration of a sustainable burbot population, the evaluation of newly constructed riffles, and the development of an assessment method for brook lamprey habitats.

Monitoring of reintroductions through fish assessment surveys

A reintroduction is successful if the reintroduced fish are able to survive and reproduce. Further, a significant amount of the offspring must grow to maturity and reproduce successfully. Only when these conditions are met, a population can be called sustainable. Several fish species are being reintroduced in Flemish waters, such as European chub (*Squalius cephalus*), common dace (*Leuciscus leuciscus*) and burbot (*Lota lota*). To evaluate the reintroduction of these species, fish assessment campaigns are conducted using electrofishing twice a year on the rivers IJse and Grote Nete. This is done in August-September and in February-March. All transects were sampled once with an equal effort, in order to get an idea of the species that are present and the relative densities on the different transects. The data obtained from a campaign conducted by INBO (August 2015) on the transect at Peer Luytendijk were also incorporated in this report. Through these surveys, the survival, the natural recruitment and the demographic structure of the reintroduced populations can be evaluated and monitored over time.

Results show that over the last few years, the reintroduced individuals of European chub, common dace and burbot were able to survive and showed a normal growth. No evidence of reproduction has been found for the river IJse so far. For the river Grote Nete however, juveniles of European chub and common dace have been found, suggesting natural reproduction. Evidence for the reproduction of burbot in the river Grote Nete has been found as well, although the recruitment success is still low. Results suggest that a self-sustaining population of European chub and common dace is present in the Grote Nete.

During fall 2015, information on habitat characteristics was collected. The suitability of the habitats for the three species of interest was evaluated in the rivers IJse and Grote Nete, based on an analysis of the water quality and on an assessment following available habitat suitability models for European chub, common dace and burbot. For each transect reported numbers of each species were compared with the numbers expected based on the habitat suitability index models.

Despite the high numbers of caught European chub and common dace, the habitat suitability appears to be low. The suitability also scored low for juveniles of these two species in the river IJse. No juveniles were caught on any transects in the IJse. The absence of successful recruitment is most likely due to the lack of suitable spawning habitat and/or nursing habitat for larvae. Besides the low habitat suitability, the water quality in the IJse is of major concern.

All transects in the river Grote Nete had a low suitability for adult chub. In Meerhout, the habitat suitability was found to be good according to the models. This was confirmed by the catchment data. The transects at Peer Luytendijk and Hoolstmolen are suitable for both juvenile and (sub)adult dace according to the models. However, the numbers caught in these transects are respectively lower and higher than expected. Based on the models it was not expected to find burbot in the Grote Nete. However, several burbots were found near Meerhout and Peer Luytendijk.

The assessment of the reproduction of burbot

Earlier surveys of the introduced burbot populations indicated survival and a normal growth in the released animals in the Grote Nete. Introduced burbot also presented signs of maturation. The report of juvenile burbot in 2010 and 2014 and some larvae in 2014 in and around the river Asbeek indicated reproduction success. Here we aimed to verify if burbot also reproduced in 2015 in the area of the river Grote Nete, and in the Meynekomplas in Aldeneik. As surveys aiming to show burbot spawning are challenging, we developed additional field methods based on new literature insights.

Our results clearly demonstrated that burbot was able to reproduce in the winter of 2014-2015 in the area of the Grote Nete. For the second time in a row larvae were found in the pond nearby the River Asbeek and for the third time juveniles in the river Asbeek itself. For the first time two juveniles were recorded in the river Heilooop (downstream of the canal Dessel-Kwaadmechelen). These results suggest that, although the conditions are suboptimal, burbot may use the pond along the Asbeek to spawn. Hence, construction of small pools connected to the river may be a positive management measure for the recovery of burbot. Nevertheless, in general, the restoration of lateral connectivity between water course and valley backwaters and inundated flood plains should be the primary objective for burbot restoration in Flanders.

Surveys on the Meynekomplas did not indicate reproduction of burbot. The presence of larvae or juveniles could not be demonstrated. However, such gravel excavating pits present diverse possibilities as spawning and nursery areas for burbot, and it is recommended to further assess the potential use of these habitats as part of the burbot restoration project.

Bottlenecks for the restoration of a sustainable burbot population

Despite the good growth and survival of the introduced burbot and signs of natural reproduction in the river Asbeek in 2010 and 2014 and in the rivers Heilooop and Asbeek in the spring of 2015, the re-introduction of burbot in the river Grote Nete can not be considered as fully successful yet. A settled sustainable burbot population is still not achieved. Here, we tried to assess which bottle-necks may hamper the establishment of a sustainable population. Limited presence of suitable spawning and nursery areas (e.g. through loss or inaccessible natural flood plains in the basin of the Grote Nete) seems to be the biggest stumbling block. Hence, restoration of connectivity between watercourse and its backwaters (with their typical structure), and restoration of its natural flood dynamics (frequency, duration, and depth), seem to be the most adequate management measures for restoring the Flemish burbot populations. When restoring flood plains is impossible, the construction of small, preferably temporary, shallow ponds, connected with the watercourse, may be beneficial for local burbot populations. This measure was demonstrated as effective, as burbot larvae have been reported from a pool along the Asbeek. This pool is connected to the river during high tide. It stores water during winter and spring, and is rich in food for the larvae, whereas has little pressure by predators as it almost dries in summer.

The evaluation of newly constructed riffles

Due to anthropogenic impacts, gravel beds (e.g. riffles) have been reduced or even wiped out from the European rivers. In Flanders, river restoration programs are installed in order to aid the river ecosystem and the fish populations. Constructing new riffles or adapting existing riffles are two possible strategies to improve habitat quality especially for lithophilic (e.g. species that spawn on gravel) and rheophilic (e.g. species who appreciates running waters) fish species. After the assessment of several rivers (IJse, Laan, Zwalm and Vleterbeek), riffles were constructed in the IJse and the Dalemansloop. Since the construction, state progress of the riffles has been surveyed on a yearly basis. A zero measurement was performed in 2013, followed by evaluations in 2014 and 2015. Measurements include the length and depth of the riffle, the grain size of the dominant substrate, the presence of perillithon (algal growth), water depth, flow, discharge, embeddedness, shadow coverage and the presence and abundance of water plants. This study aims to give insight in the efficiency, the suitability, and the sustainability of the riffles as spawning substrate for lithophilic fish species, in order to improve the status of these populations. Based on these insights it will be possible to give specific advice on improvements of existing riffles and the construction of new ones, as well as their management.

Besides, potentially interesting gravel beds were searched for in the Valley of the three rivers (Winterbeek, Grotebeek, Kleinebeek and Genemeersbeek in the Demer basin). Length and width of potential gravel beds were measured, as well as the substrate, embeddedness and coverage by algae and water plants. Also historical and current information were investigated (history, slope, soil, and substrate). This resulted in four potentially interesting gravel beds. The riffle at the Molenstede seems most promising and will therefore be measured in more detail by next year.

The gravel beds in the river Dalemansloop could not be measured in 2015, because they are positioned too deep. These riffles are considered not appropriate as spawning substrate for rheophilic fish species, due to their low water flow and an increasing layer of silt covering the gravel. Adding more gravel on top of the riffle is considered beneficial, leading to shallower zones and increased water flow.

In 2015, the water depth and flow of the riffles on the river IJse were still within the optimal range for the reproduction of chub and dace. After construction of the gravel bed the algal coverage is initially lower, but in 2015 the amount of particles covered by perolithon had increased dramatically. The steep increase in algal growth is most probably due to the high levels of nutrients in the water, in combination with the clarity of the water (influences penetration of light to the bottom). The embeddedness, pore space and compaction of the substrate had improved shortly after construction, but by 2015 these characteristics had evolved towards more embedded and consolidated substrate with blocked pore spaces. In 2015, there was a larger particle size variety compared to 2014. The particle size was rather large in 2014, so the situation had improved by 2015 by increased amount of smaller particles. Due to these changes of the riffle characteristics over time, follow-up of the riffles (in terms of silting, algal growth, and grain size) is essential. Besides this, a reliable method needs to be developed to investigate the spawning success on the new riffles.

Potentials for the expansion of the brook lamprey and development of an assessment method for brook lamprey habitats

Brook lamprey (*Lampetra planeri*) is an endangered species of European interest, protected by the Habitats Directive as Appendix II species. The species is qualified as vulnerable by the Flemish Red List. Brook lamprey would in principle be able to populate most upper and middle reaches of our Flemish rivers. Both, on European level and at regional scale, the species declined significantly over its distribution area. Its current distribution in Flanders is reduced to a limited number of upper reaches. Migration capacity of the brook lamprey is rather limited, however an expansion of its range is crucial in order to achieve the objectives of the Habitats Directive.

Here, we assessed the current suitability of sites where brook lamprey was known formerly to be present but recently disappeared. Specifically, the main bottlenecks currently jeopardizing survival and expansion of brook lamprey populations were investigated.

Moreover, an assessment method for brook lamprey habitats was developed on the basis of existing knowledge and field data. This method should allow for the evaluation of current and historical brook lamprey habitats in Flanders.

This research in 2015 builded further on last year's investigations. In 2014, a literature review was conducted on the ecology of brook lamprey and on the available methods to qualify and predict the suitability of brook lamprey habitats. This information was now used for the development of the evaluation method. In addition, the historical and current distribution maps of brook lamprey in Flanders developed in 2014, have been updated based on recent information.

Brook lamprey data were linked to data on water quality and hydromorphology from existing datasets of the Flemish Environment Agency (VMM). These two linked data sets were analyzed to support an evaluation method for brook lamprey in Flanders. Two data-driven techniques were used ('random forests' and 'classification trees') during data analysis, in order to identify the key environmental variables for brook lamprey and their critical values.

As a result, the evaluation method developed, included 19 environmental variables: six water quality variables, three environment variables, one biological variable and 9 hydro-morphological variables. These variables are divided into three main stages which differ in their discrimination for survival of brook lamprey.

The reliability of the method is primarily dependent of the accuracy of the knowledge used for the expert knowledge-based part of the method. The reliability of the data analysis developed was considered good, however ecological relevance was not always convincing. During method development applicability and data absence for particular variables was taken into account. The method has not been validated yet. It will be implemented next year work on several locations in Flanders. The method can be validated in combination with fish stock surveys. New insights in knowledge and experience in the application of the method will enable further optimization of the evaluation method.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord.....	4
Samenvatting	5
Aanbevelingen voor beheer en/of beleid	10
English abstract.....	11
Lijst van figuren	18
Lijst van tabellen.....	25
1 Inleiding	28
2 Palingbeheerplan	29
2.1 Onderzoek naar de haalbaarheid van een gerichte glasaalbevissing in de IJzermonding	29
2.1.1 Situering	29
2.1.2 Doelstelling.....	29
2.1.3 Glasaalecologie	29
2.1.4 Glasaal bemonsteringsmethodes	30
2.1.4.1 Stuwnetten.....	31
2.1.4.2 Duwnetten	31
2.1.4.3 Hand- of sleepnetten	31
2.1.4.4 Lift- of kruisnetten.....	31
2.1.4.5 Palinggoot	31
2.1.4.6 Kunstmatige substraten	31
2.1.5 Efficiëntie van reeds gebruikte technieken in de IJzermonding.....	31
2.1.6 Efficiëntie van reeds gebruikte technieken in de Zeeschelde	34
2.1.7 Kostprijs.....	34
2.1.8 Kosten-baten analyse	35
2.1.8.1 Beperkingen van glasaaluitzet.....	35
2.1.8.2 Glasaalmortaliteit in functie van de vangsttechniek	36
2.1.8.3 Verstoring glasaalmonitoring en huidig beheer	37
2.1.8.4 Huidige rekrutering van glasaal te Nieuwpoort	38
2.1.8.5 Conclusie	38
2.2 Onderzoek naar de haalbaarheid van een zilverpalingmonitoring in het IJzerbekken.....	38
2.2.1 Situering	38
2.2.2 Doelstelling.....	39
2.2.3 Zilverpalingecologie	39
2.2.4 Diverse vangsttechnieken	39
2.2.4.1 Fuiknetten	39
2.2.4.2 Stuwnetten.....	40
2.2.4.3 Stuwvisserij	40
2.2.4.4 Bootvisserij.....	40
2.2.5 Zilverpalingmonitoring in de buurlanden.....	40
2.2.6 Reeds gebruikte technieken in de IJzer	41
2.2.7 Kosten/baten analyse.....	41
2.2.7.1 Zilverpalingmonitoring in de getijgeul van de IJzer of net stroomopwaarts de Ganzepoot.....	42
2.2.7.2 Zilverpalingmonitoring in de polders	42
2.2.7.3 Zilverpalingmonitoring in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht.....	42
2.2.8 Conclusie	43
2.3 In- en uittrek van paling in de Grote Beverdijkvaart	43
2.3.1 Situering	43
2.3.2 Werking pompgemaal	44
2.3.3 Verbeteren stroomopwaartse migratie	44
2.3.3.1 Openen van één of meerdere terugslagkleppen in de uitstroomopeningen	44
2.3.3.2 Verhogen gravitaire afvoer via aantakken nevengeul.....	44

2.3.3.3	Plaatsing palinggoten	45
2.3.3.4	Kennishiaten.....	45
2.3.4	Verbeteren stroomafwaartse migratie	46
2.3.4.1	Afscherming en geleiding nevengeul	46
2.3.4.2	Installatie van visvriendelijke pompen	46
2.3.4.3	Kennishiaten.....	46
2.3.5	Onderzoek van de glasaalmigratie doorheen het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht	47
2.3.5.1	Aanleiding	47
2.3.5.2	Doelstelling.....	47
2.3.5.3	Studiegebied	47
2.3.5.4	Bestaande kennis	48
2.3.5.5	Onderzoeksvragen	49
2.3.5.6	Aanpak	49
2.3.5.7	Methoden	49
2.3.5.8	Resultaten	52
2.3.5.8.1	Fysico-chemie.....	52
2.3.5.8.2	Aantal gevangen glasalen.....	57
2.3.5.8.3	Conditie van de gevangen glasalen	60
2.3.5.8.4	Opvolging zoutwaterintrusie polders	62
2.3.5.9	Bespreking.....	63
3	Soortherstel	66
3.1	Inleiding.....	66
3.2	Evaluatie van de lopende soortherstelprogramma's	66
3.2.1	Evaluatie van de uitgevoerde herintroducties	66
3.2.1.1	Doelstelling.....	66
3.2.1.2	Materiaal en methode	66
3.2.1.3	IJse.....	69
3.2.1.3.1	Resultaten	69
3.2.1.3.2	Bespreking.....	82
3.2.1.4	Grote Nete	85
3.2.1.4.1	Resultaten	85
3.2.1.4.2	Bespreking.....	97
3.2.2	Onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal	100
3.2.2.1	Doelstelling.....	100
3.2.2.2	Zoektocht naar larven	100
3.2.2.2.1	Visueel.....	100
3.2.2.2.2	Lichtval	101
3.2.2.3	Zoektocht naar juvenielen.....	102
3.2.2.3.1	Materiaal en methode	103
3.2.2.3.2	Resultaten	106
3.2.2.4	Conclusie	110
3.2.3	In kaart brengen van potentiële knelpunten die een succesvolle herintroductie van kwabaal in de weg staan	110
3.2.3.1	Inleiding.....	110
3.2.3.2	Knelpuntanalyse.....	110
3.2.3.2.1	Watertemperatuur.....	111
3.2.3.2.2	Habitatverlies	116
3.2.3.2.3	Migratieknelpunten	118
3.2.3.2.4	Waterafvoer.....	118
3.2.3.2.5	Waterkwaliteit	118
3.2.3.2.6	Ecologische interacties.....	119
3.2.3.2.7	Sedimentatie	119
3.2.3.3	Conclusie	119
3.3	Habitatopmeting in functie van stroomminnende soorten in de Trosbeek in Ronse	120
3.4	Evaluatie van paairiffles van stroomminnende soorten.....	121

3.4.1	Situering	121
3.4.2	Doelstelling.....	121
3.4.3	Planning 2015.....	122
3.4.4	Voorstellen verdere onderzoeks/evaluatiemethode(s) riffles	122
3.4.5	Evaluatie van aangelegde riffles op de IJse en Dalemansloop in 2015	123
3.4.5.1	Inleiding.....	123
3.4.5.2	Doelstelling.....	123
3.4.5.3	Onderzoeksvragen	123
3.4.5.4	Methode.....	123
3.4.5.5	Resultaten	128
3.4.6	Evaluatie aanwezigheid paairiffles in de vallei van de drie beken	161
3.4.6.1	Inleiding.....	161
3.4.6.2	Doelstelling.....	162
3.4.6.3	Studiegebied	162
3.4.6.4	Materiaal en Methode	165
3.4.6.5	Resultaat	166
3.4.6.6	Bespreking/Besluit	168
3.4.7	Aanleg van nieuw riffle in de Wamp	168
3.5	Onderzoek naar de potenties voor uitbreiding van het areaal van beekprik	171
3.5.1	Situering	171
3.5.2	Doelstelling.....	171
3.5.3	Inleiding beekprikluik 2015	171
3.5.4	Methode.....	172
3.5.4.1	Ontwikkeling evaluatiemethode verspreiding beekprik in Vlaanderen	172
3.5.4.2	Gegevens beekprik.....	173
3.5.4.3	Gegevens hydromorfologie.....	178
3.5.4.4	Gegevens waterkwaliteit.....	180
3.5.4.5	Datakoppeling	181
3.5.4.5.1	Koppeling hydromorfologie HYDMO	181
3.5.4.5.2	Koppeling waterkwaliteit	181
3.5.4.6	Analyse gekoppelde datasets.....	181
3.5.5	Resultaten	182
3.5.5.1	Beschrijving van het model	182
3.5.5.2	Beschrijving en onderbouwing van de componenten	185
3.5.6	Bespreking.....	207
3.5.7	Bijlage	209
3.5.7.1	Methode tussentijds verslag 2015	209
3.5.7.1.1	Beekprikdata	209
3.5.7.1.2	Omgevingsdata	215
3.5.7.1.3	Koppeling datasets	217
3.5.8	Referenties	223

Lijst van figuren

Figuur 1 Migratiegedrag van glasaal in estuaria in functie van het getij (overgenomen uit Harrison et al., 2014).	30
Figuur 2 Verlies van transparantie (witverkleuring) van gevangen glasaal, een opvallend en lethaal stress-symptoom (foto© 2013 INBO).	37
Figuur 3 Jaarlijkse variatie in glasaalvangsten m.b.v. een sleepnet in de Iepersluis te Nieuwpoort (totale jaaropbrengst en maximale dagvangst) voor de periode 2000-2015 (overgenomen uit Belpaire et al., 2016).	38
Figuur 4 Situering van het studiegebied. Het pompgebied van Veurne-Ambacht (rode ster) regelt de afwatering van de Koolhofvaart en de Grote Beverdijkvaart. Overtollig polderwater wordt bij afgaand getij doorheen het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (Perskanaal) via het spuicomplex van de Ganzepoot in de getijgeul van de IJzer geloosd.	43
Figuur 5 Zicht op de stroomopwaartse zijde van het pompgebied op het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (links) en schematisch grondplan van dit pompgebied (rechts). (foto © 2016 INBO).	44
Figuur 6 (a) De nevengeul ten westen van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (zie witte pijl), bij aantakking een mogelijke alternatieve vismigratieroute, (b) aanwezigheid van door de wind bijeengegredren vuilvrucht, in dit geval voornamelijk bestaande uit drijvende groenwieren (<i>Ulva</i> , <i>Enteromorpha</i>), aan de stroomopwaartse zijde van het pompgebied (13 mei 2016). (Kaartgegevens ©2015 Google, foto © 2016 INBO).	45
Figuur 7 Afschrik- en vangstinstallatie voor vis ontworpen voor het pompgebied van Veurne-Ambacht (toestand anno 2015). (foto © 2015 INBO).	46
Figuur 8 Overzicht van het studiegebied met (a) de stroomafwaartse zijde van de spuiconstructie van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht aan de Ganzepoot tijdens laagtij waarbij polderwater wordt afgevoerd, (b-c) de stroomopwaartse zijde van de spuiconstructie tijdens springtij, (d) het Afvoerkanaal stroomopwaarts van de spuiconstructie tijdens springtij, (e) het Afvoerkanaal stroomafwaarts het pompgebied en (f) de stroomopwaartse zijde van het pompgebied van Veurne-Ambacht. (foto © 2009/2013 INBO).	48
Figuur 9 Overzicht van de diverse vangstconstructies die in het Afvoerkanaal werden toegepast om glasaalmigratie te kwantificeren. (a) glasaalkooi, (b) artificieel substraat ('flottang'), (c) kruisnet en (d) palinggoot. (foto © 2009/2013/2016 INBO).	50
Figuur 10 Typische glasaal (onder) en elver (boven) aangetroffen in de glasaalgoten van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht op 29/04/2016. Zowel de reeds uitgebreide pigmentatie als het goed gevulde maag-darm kanaal van de glasaal zijn indicatief voor een vergevorderd groeistadium. Beide exemplaren zijn op het moment van fotograferen verdoofd met een oplossing van kruidnagelolie. (foto © Jeroen Van Wichelen INBO).	51
Figuur 11 Overzicht van het onderzoeksgebied met indicatie van de bemonsteringslocaties in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (rode en blauwe symbolen) en de IJzer (groene symbolen). (Kaartgegevens ©2015 Google).	52
Figuur 12 Temporeel verloop van de watertemperatuur in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten aan het oppervlak en net boven de bodem ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompgebied (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).	53
Figuur 13 Temporeel verloop van de zuurstofverzadiging in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten aan het oppervlak en net boven de bodem ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompgebied (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).	54
Figuur 14 Temporeel verloop van de pH in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten aan het oppervlak en net boven de bodem ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompgebied (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).	55
Figuur 15 Temporeel verloop van de specifieke geleidbaarheid (gestandaardiseerd naar 25°C) in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten aan het oppervlak en net boven de bodem ter hoogte van de	

vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompemaal (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).....	56
Figuur 16 Temporeel verloop van de waterhelderheid (secchi-diepte) in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompemaal (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).....	57
Figuur 17 Temporele dynamiek van de aantallen glasalen (a) en elvers (b) aanwezig in kunstmatige substraten op een aantal locaties in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht. De getoonde waarden zijn telkens het gemiddelde van 3 substraten per locatie. (IJZ: IJzer, GP: Ganzepoot, VA: Afvoerkanaal Veurne-Ambacht, SC: spuicomplex, MI: midden, PG: pompemaal, LO: linkeroever, RO: rechteroever).	58
Figuur 18 Spatio-temporele dynamiek van met kruisnetvisserij gevangen glasalen voor de spuisluizen van het pompemaal Veurne-Ambacht met (a) verloop van het aantal glasalen dat voor elke spui per nacht gevangen werd (linker as) en verloop van het totaal aantal gevangen glasalen per nacht (rechter as) en (b) totaal aantal glasalen die gedurende de gehele studieperiode voor elke spui werden gevangen. Spui 1 bevindt zich aan de linkeroever (LO), spui 9 aan de rechteroever (RO).	59
Figuur 19 Spatio-temporele dynamiek van met palinggoten gevangen glasalen (volle lijn) en elvers (stippellijn). Blauw: linkeroever pompemaal, oranje: rechteroever pompemaal).	60
Figuur 20 Temporele variatie in gemiddelde lengte (volle lijn) en gewicht (stippellijn) van ter hoogte van het pompemaal gevangen glasalen (a) en elvers (b).	61
Figuur 21 Relatieve verhouding van de verschillende pigmentatiestadia van aan het pompemaal gevangen glasalen. Niet gepigmenteerde glasalen behoren tot stadium V _A , volledig gepigmenteerde glasalen tot stadium VII.	61
Figuur 22 Glasaaltje met afwijkende morfologie (zijdellingse afplatting) dat werd aangetroffen op 25 maart 2016 in één van de in de IJzer geplaatste kunstmatige substraten. (foto © Jeroen Van Wichelen INBO)	62
Figuur 23 Temporele dynamiek van de geleidbaarheid in het Afvoerkanaal net stroomopwaarts de spuiconstructie aan de Ganzepoot (a), De Grote Beverdijkvaart ter hoogte van de Ramskapellestraat (b) en de Koolhofvaart ter hoogte van het Frontzate fietspad (c).	63
Figuur 24 Temporele dynamiek van de waterpeilen in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (lijn) en de totale hoeveelheid aan het pompemaal gevangen glasalen (balkjes). (bron waterpeilen: http://www.waterinfo.be/).....	64
Figuur 25 Stroomafwaartse zijde van de spuiconstructie van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht ter hoogte van de Ganzepoot tijdens hoogwater. De lekkage van de spuischuiten is duidelijk waarneembaar. (foto © Nico De Maerteleire INBO).....	65
Figuur 26 Ligging van de trajecten op de IJse die i.k.v. de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in het najaar 2015 en voorjaar 2016 elektrisch werden afgevisd.	67
Figuur 27 Ligging van de trajecten op de Grote Nete die i.k.v. de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in het najaar 2015 en voorjaar 2016 elektrisch werden afgevisd.	68
Figuur 28 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen kopvoorns in najaar 2015.	71
Figuur 29 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen kopvoorns in voorjaar 2016.	71
Figuur 30 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen serpeling in najaar 2015.	72
Figuur 31 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen serpeling in voorjaar 2016.....	72
Figuur 32 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen kwabalen in najaar 2015.	73
Figuur 33 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen kwabalen in voorjaar 2016.	73
Figuur 34 Verschillende lengteklassen van kopvoorn gevangen in traject Margijsbos (Foto: INBO).	74
Figuur 35 Verschillende lengteklassen van serpeling gevangen in het traject Margijsbos (Foto: INBO).....	74
Figuur 36 De op de drie afvistrajecten gevangen en verwachte aantallen juveniele (0+) en (sub)adulte kopvoorns (links) en serpelingen (rechts) op basis van het HGI model (Dillen et al., 2005b; Dillen et al., 2006).	77

Figuur 37 Vergelijking van de verwachte met de gevangen aantallen (sub)adulte kwabalen op de drie afvistrajecten in de IJse.....	77
Figuur 38 Knelpunten IJse.....	79
Figuur 39 Stuw aan de watermolen van Loonbeek (Foto: VMM).....	79
Figuur 40 Stuw aan de watermolen van Huldenberg (Foto: VMM).	79
Figuur 41 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject Beekstraat in najaar 2015.....	80
Figuur 42 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject Beekstraat in voorjaar 2016.	80
Figuur 43 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject Margijsbos in najaar 2015.	81
Figuur 44 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject Margijsbos in voorjaar 2016.	81
Figuur 45 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject stroomafwaarts van de E411 in najaar 2015.	82
Figuur 46 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject stroomafwaarts van de E411 in voorjaar 2016.	82
Figuur 47 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kopvoorns in najaar 2015.....	87
Figuur 48 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kopvoorns in voorjaar 2016.	87
Figuur 49 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen serpelings in najaar 2015.....	88
Figuur 50 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen serpelings in voorjaar 2016.	88
Figuur 51 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen serpelings tijdens de afvissingen voor het verdichtingsmeetnet.	89
Figuur 52 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kwabalen in najaar 2015.	89
Figuur 53 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kwabalen in voorjaar 2016.....	90
Figuur 54 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kwabalen tijdens de afvissingen voor het verdichtingsmeetnet.	90
Figuur 55 Vergelijking van de verwachte met de gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns (links) en serpelings (rechts) op de drie afvistrajecten in de Grote Nete.....	93
Figuur 56 Vergelijking van de verwachte met de gevangen aantallen (sub)adulte kwabalen op de drie afvistrajecten in de Grote Nete.....	94
Figuur 57 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Meerhout in najaar 2015.....	94
Figuur 58 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Meerhout in voorjaar 2016.	95
Figuur 59 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Hoolstmolen in najaar 2015.	95
Figuur 60 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Hoolstmolen in voorjaar 2016.	96
Figuur 61 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Peer Luytendijk in najaar 2015.	96
Figuur 62 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Peer Luytendijk in voorjaar 2016.	97
Figuur 63 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissen op de afvistrajecten in het kader van de evaluatiebevissingen en het verdichtingsmeetnet.....	97
Figuur 64 Een lichtval voor fototactische vislarven (WRP Technical Note FW-EV-3.1 (1994)).	101
Figuur 65 Impressie van de werking van de lichtval in een opgroei vijver op de kwekerij van Linkebeek die dicht bezet was met kwabaallarven, (a) de lichtval net na het plaatsen, (b) de val in werking, (c) en (d) vangst (kwabaallarven en plankton) na één nacht.	102
Figuur 66 Ligging van de in 2015 afgeviste trajecten op de Asbeek, Grote Nete en Hanske Selsloop.	105
Figuur 67 Ligging van de in 2015 afgeviste trajecten op de Heiloo.....	105
Figuur 68 Ligging van de in 2015 afgeviste trajecten op de Kleine Hoofdgracht.	106

Figuur 69 Ligging van het in 2015 afgeveste traject op de Zeeploop.	106
Figuur 70 Lengte frequentieverdeling van de kwabalen gevangen op de bemonsterde trajecten op de Asbeek	107
Figuur 71 Lengte frequentieverdeling van de kwabalen gevangen op de bemonsterde trajecten op de Heiloo.	107
Figuur 72 In 2015 gevangen kwabaaljuvenielen in de Asbeek (a en b) en Heiloo (c).....	108
Figuur 73 Levenscyclus van de kwabaal met de mogelijke bedreigingen per levensstadium	111
Figuur 74 Temperatuursverloop in de Grote Nete (t.h.v. de brug van de Smissestraat in Meerhout) van de winter van 2008 tot en met het voorjaar 2015 (data INBO).	115
Figuur 75 Habitatgebruik van de kwabaal gedurende zijn leven (uit Bunzel-Drüke et al., 2004a).....	116
Figuur 76 Timing van de uitgevoerde metingen voor (t0) en na (t1 en t2) de aanleg van de kunstmatige riffles in de IJse en de Dalemansloop.	123
Figuur 77 Metalen ring met diameter van 40 cm waarbinnen in elk meetpunt de stroomsnelheid, waterdiepte en ingebedheid van het substraat worden ingeschat.	126
Figuur 78 Bij een Pebble Count wordt enkel de intermediaire as (rood) van het opgeraapte partikel gemeten. De langste (paars) en kortste as (groen) worden niet gemeten.	127
Figuur 79 Stroomaf- (a) en stroomopwaarts (b) gelegen delen van de riffle in de IJse ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse).....	133
Figuur 80 IDW interpolatie van de diepte in cm (a en c) en de stroomsnelheid in cm/s (b en d) voor de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts (links en rechts respectievelijk) ten opzichte van de Beekstraat in 2015.	135
Figuur 81 Korrelgrootteverdeling van de riffle in 2012, 2013, 2014 en 2015 in de IJse t.h.v. de Beekstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perolithon begroeiing (blauw) en zonder perolithon begroeiing (rood). De resultaten in 2012 en 2013 hebben betrekking op de hele riffle (a en b), terwijl deze in 2014 en 2015 opgesplitst zijn in de riffle stroomafwaarts (c en g) en stroomopwaarts (d en h) van de Beekstraat. Ter vergelijking met 2012 en 2013 werden de resultaten van de stroomop- en afwaartse riffle in 2014 en 2015 ook gecombineerd (opgeteld en herleid naar een percentage; e en f). De resultaten per riffle zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels.	137
Figuur 82 IDW interpolatie van de korrelgrootte van het dominante substraat, gemeten in 2015 in de riffle stroomopwaarts (a) en stroomafwaarts (b) ten opzichte van de Beekstraat.	138
Figuur 83 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat (links), en compactie, ingebedheid en porieruimte (rechts) op de riffle t.h.v. de Beekstraat in 2013, 2014 en 2015. De resultaten van 2013 (gehele riffle), 2014 (stroomafwaartse riffle) en 2015 (stroomopwaarts) zijn gebaseerd op 20 meetpunten, terwijl de resultaten van het stroomopwaartse deel van de riffle in 2014 slechts gebaseerd zijn op 12 (het dominante substraat) en 13 (subdominante substraat) meetpunten. De overige 8 en 7 punten, respectievelijk, konden niet opgemeten worden. De resultaten van 2015 van de stroomafwaartse riffle werden slechts gebaseerd op 19 meetpunten. In 3 overige meetpunten kon geen subdominant substraat worden gemeten.	141
Figuur 84 IDW interpolatie van de metingen in 2015 voor compactie (a,b), porieruimte (c,d) en ingebedheid (e,f) voor de riffle stroomopwaarts (links) en stroomafwaarts (rechts) ten opzichte van de Beekstraat.....	142
Figuur 85 Waterplanten <i>Elodea nuttallii</i> (links) en <i>Callitriche hamulata</i> (rechts).	143
Figuur 86 Bodemprofiel van de stroomopwaartse (links) en de stroomafwaartse (rechts) riffle ten opzichte van de Beekstraat in 2015. De figuur geeft de hoogte (m) ten opzichte van het zeeniveau weer.	144
Figuur 87 De kunstmatige riffle in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse).	146
Figuur 88 IDW interpolatie van de diepte (cm) en stroomsnelheid (cm/s) in de in 2015 gemeten punten op de riffle (a en b respectievelijk).	147
Figuur 89 Korrelgrootteverdeling van de riffle en de pool in 2012, 2013, 2014 en 2015 in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perolithon begroeiing	

(blauw) en zonder perolithon begroeiing (rood). Deze resultaten zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels.....	149
Figuur 90 IDW interpolatie van de korrelgrootte van het dominant substraat in de in 2015 gemeten punten op de riffle.....	150
Figuur 91 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat op de riffle en in de pool in 2013 en 2014. De resultaten van de riffle zijn voor 2013 en 21024 telkens gebaseerd op 30 meetpunten, terwijl de resultaten van de pool telkens gebaseerd zijn op 20 meetpunten. De resultaten van 2015 zijn enkel beschikbaar voor de riffle. Deze zijn gebaseerd op 100 metingen.....	152
Figuur 92 Compactie, porieruimte en ingebedheid in 16 en 9 meetpunten in 2013 op de riffle en de pool, respectievelijk, en in 29 en 16 meetpunten in 2014 op de riffle en in de pool, respectievelijk. De resultaten van 2015 waren gebaseerd op 65 meetpunten. De korrelgrootte van deze meetpunten ligt tussen 6 tot 120 mm, zoals voorgeschreven in het protocol van Eastman (2004).....	153
Figuur 93 IDW interpolatie van de (a) compactie, (b) porieruimte en (c) interpolatie van de ingebedheid in de in 2015 gemeten punten op de riffle.	154
Figuur 94 Foto van de nieuw aangelegde riffle stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse) tijdens de veldmeting van 25 april 2014.....	155
Figuur 95 Foto's genomen tijdens en na de aanleg van de vistrappen en daartussen gelegen riffles in de Dalemansloop in december 2013.	157
Figuur 96 Aanleg van de riffles tussen de geplaatste vistrappen in de Dalemansloop in december 2013.	158
Figuur 97 Locatie van de riffles die werden opgemeten met de trimble in 2013, voor de aanleg van de vistrap en nieuwe grindbedden (donker rode, groene en blauwe punten) en de opmeting in 2014, na de aanleg van de vistrap en nieuwe grindbedden (roze punten).	159
Figuur 98 Bodemprofiel van de riffles in de Dalemansloop. Deze representeren de hoogte ten opzichte van het zeeniveau (m).	160
Figuur 99 Situering van het studiegebied in Vlaanderen. De legende benoemt de waterlopen die samen de vallei van de drie beken vormen. De groene lijn is de Demer, waar het water van de vallei van de drie beken naartoe stroomt. Oranje vierkantje: locatie waar tijdens de afvissing van 2014 de meeste juveniele kopvoorn werd gevangen.....	163
Figuur 100 Bodemsamenstelling in de vallei van de drie beken. De bodem aan het oppervlak bestaat vooral uit veen (donkerrood), zandleem (oranje), zand (blauw), en klei (groen).	164
Figuur 101 Overzicht vismigratieknelpunten, al dan niet opgelost, in (de buurt van) het studiegebied (www.vismigratie.vmm.be).	164
Figuur 102 De vallei van de drie beken met aanduiding van vier potentiële riffles (rood: De Hulp te hoogte van de Ernest Claesstraat brug, oranje: Zwart water ter hoogte van de Molenstede, geel: Zwart water ter hoogte van de brug in de Asdonkstraat, en groen: Grote beek ter hoogte van de spoorwegbrug).....	166
Figuur 103 Foto's genomen tijdens de aanleg van de riffle in de Wamp. (a) middelgrote stenen (80-200 mm), (b) zicht vanop de vistrap stroomopwaarts van de riffle waar vlak achter de trap een stuk ongeroerd werd gelaten, gevolgd door een iets hogere boord stenen, en daarna de riffle met de zigzag van hoopjes met 3 grote stenen bij elkaar, (c) de middelgrote stenen (80-200 mm) werden aangevoerd, (d) de riffle meer stroomafwaarts weer tevens de groepering van stenen per 3 te zien is, (e) stroomopwaarts van de riffle, (f) waterplanten stroomopwaarts van de riffle.	170
Figuur 104 Overzicht van de historische en huidige (2015) verspreiding van beekprik in Vlaanderen gebaseerd op gegevens uit de datasets vermeldt in Tabel 29 in de bijlage en literatuur over de historische verspreiding (www.vis.milieuinfo.be), met aanduiding van de status van de beekprikwaterloop als zijnde: beekprik uitgestorven (rode lijnen), beekprik mogelijks uitgestorven (meer evaluaties noodzakelijk om uitsluitsel te geven; oranje lijnen), beekprik aanwezig (groene lijnen), beekprik sterk aanwezig (> 1 beekprik per m ² ; donker blauwe lijnen) en onzekerheid over de status (meer evaluaties noodzakelijk; gele lijnen). De locaties van de aanwezigheid worden aangeduid met groene bollen.	178

Figuur 105 Illustratie van verschillende types sedimentbanken: channel side bars, point bars, channel junction bars en mid-channel bars.....	180
Figuur 106 Schematische voorstelling van de evaluatiemethode voor de geschiktheid van het rivierhabitat voor beekprik op basis van 19 omgevingsvariabelen (waterkwaliteits- en hydromorfologische variabelen) in drie evaluatiestadia. De toestand van iedere variabele leidt tot een geschiktheidsindex (GI per V), die aan de hand van eenvoudige formules (Figuur 114, Figuur 116, Figuur 124) gecombineerd worden tot een algemene habitatgeschiktheids index (HGI). De evaluatie stopt wanneer het habitat in stadium 1 en 2 ongeschikt bevonden wordt.	184
Figuur 107 De evolutie van de zuurstofverzadiging (%) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).....	186
Figuur 108 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de zuurstofverzadiging (%) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 107 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.	186
Figuur 109 Classificatieboom voor drie waterkwaliteitsvariabelen: biologisch zuurstofverbruik (BZV5; mg L ⁻¹), zuurstofverzadiging (O2verz; %) en temperatuur (T; °C) en één onafhankelijke variabele met twee klassen: aanwezigheid beekprik (beekprik) en afwezigheid beekprik (geen beekprik). De variabelen in de nodes splitsen de dataset (N = 312) in 4 groepen volgens een split-waarde die aangegeven staat op de takken van de boom. Zo geeft de eerste node aan dat als het biologisch zuurstofverbruik groter of gelijk is aan 2,3 mg L ⁻¹ beekprik niet aanwezig zal zijn. Het biologisch zuurstofverbruik is in 77 metingen in de dataset groter of gelijk aan 2,3 mg L ⁻¹ en in 75 van deze metingen is beekprik ook effectief afwezig. De getallen in de bladen van de boom geven dus aan hoeveel metingen voldoen aan de aangegeven waarde van de variabele (rechts van de schuine streep) en in hoeveel van deze metingen de beekprikaanwezigheid overeenkomt met wat er door het model voorspeld wordt (links van de schuine streep). De totale betrouwbaarheid van de boom bedraagt 75%. Voor 75% van de metingen zal dit model dus een juiste voorspelling maken van de aanwezigheid van beekprik op basis van kennis over het biologisch zuurstofverbruik en de zuurstofverzadiging. Temperatuur is geen belangrijke variabele in de voorspelling van de aan- en afwezigheid van beekprik in Vlaanderen.	187
Figuur 110 De evolutie van de watertemperatuur (°C) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).....	188
Figuur 111 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de watertemperatuur (°C) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 110 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.	189
Figuur 112 De evolutie van het biologisch zuurstofverbruik(mg L ⁻¹) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).....	190
Figuur 113 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van het biologisch zuurstofverbruik (mg L ⁻¹) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 112 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.	191
Figuur 114 Schematische weergave van de berekening van HGI 1 op basis van de GI's (niet aangegeven op de figuur) van zuurstofverzadiging, biologisch zuurstofverbruik en temperatuur, de berekening van HGI 2 op basis van de GI's van de variabele migratiebarrières en de combinatie van HGI 1 en 2 tot een algemene HGI voor het eerste stadium van de evaluatie.	193

Figuur 115 De gemiddelde vermindering in de accuraatheid (%) van de nodes in alle 5000 gepermuteerde beslissingsbomen van het random forest bij het weglaten van de variabelen op een node vermeld op de x-as. Hoe groter de vermindering in de accuraatheid van de node (eigenlijk splitsing) van de boom door het weglaten van de betreffende variabele, des te groter het belang van deze variabele in het discrimineren tussen aan- en afwezigheid van beekprik (O ₂ verz: zuurstofverzadiging (%), BZV5: biologisch zuurstofverbruik (mg L ⁻¹), T: watertemperatuur (°C), oPO ₄ : orthofosfaat (mg L ⁻¹), NO ₃ : nitraat (mg L ⁻¹), NO ₂ : nitriet (mg L ⁻¹) en EC20: conductiviteit (μS/cm)).	194
Figuur 116 Schematische voorstelling van de berekening van HGI 4 op basis van informatie/gegevens over het beheer van de locatie, de aanwezige begeleidende vissoorten, de stroomsnelheid en het substraat.	198
Figuur 117 De evolutie van de nitrietconcentratie (mg N-NO ₂ L ⁻¹) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).	199
Figuur 118 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de nitrietconcentratie (mg N-NO ₂ L ⁻¹) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 117 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.	200
Figuur 119 Classificatieboom voor vijf waterkwaliteitsvariabelen: nitraat (NO ₃ ; mg N-NO ₃ L ⁻¹), nitriet (NO ₂ ; mg N-NO ₂ L ⁻¹), orthofosfaat (oPO ₄ ; mg P-oPO ₄ L ⁻¹), pH en conductiviteit (EC20; μS/cm) en één onafhankelijke variabele met twee klassen: aanwezigheid beekprik (beekprik) en afwezigheid beekprik (geen beekprik). De variabelen in de nodes splitsen de dataset (N = 372) in 3 groepen volgens een split-waarde die aangegeven staat op de takken van de boom. Zo geeft de eerste node aan dat als het nitrietgehalte groter of gelijk is aan 0,066 mg L ⁻¹ beekprik meestal niet aanwezig zal zijn. De nitrietwaarde is in 159 metingen in de dataset groter of gelijk aan 0,066 mg L ⁻¹ en in 150 van deze metingen is beekprik ook effectief afwezig. De getallen in de bladen van de boom geven dus aan hoeveel metingen voldoen aan de aangegeven waarde van de variabele (rechts van de schuine streep) en in hoeveel van deze metingen de beekprikaanwezigheid overeenkomt met wat er door het model voorspeld wordt (links van de schuine streep). De totale betrouwbaarheid van de boom bedraagt 80%. Voor 80% van de metingen zal dit model dus een juiste voorspelling maken van de aanwezigheid van beekprik op basis van kennis over de nitrietconcentratie en de zuurtegraad. Nitraat, conductiviteit en orthofosfaat zijn minder goede voorspellers voor de aanwezigheid van beekprik en werden uit het model verwijderd.	200
Figuur 120 De evolutie van de nitraatconcentratie (mg N-NO ₃ L ⁻¹) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).	201
Figuur 121 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de nitraatconcentratie (mg N-NO ₃ L ⁻¹) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 120 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.	202
Figuur 122 De evolutie van de pH in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).	203
Figuur 123 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de pH over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 122 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.	203
Figuur 124 Schematische voorstelling van de berekening van de algemene habitatgeschiktheidsindex (HGI) voor de geëvalueerde locatie (HGI 7) op basis van de HGI's voor waterkwaliteit (HGI 5) en hydromorfologie (HGI 6), en de berekening van HGI 5 en 6 op basis van drie waterkwaliteitsvariabelen en 8 hydromorfologische variabelen, respectievelijk.	206

Figuur 125 De gemiddelde vermindering in de accuraatheid (%) van de nodes in alle 5000 gepermuteerde beslissingsbomen van het random forest bij het weglaten van de variabelen op een node vermeld op de x-as. Hoe groter de vermindering in de accuraatheid van de node (eigenlijk splitsing) van de boom door het weglaten van de betreffende variabele, des te groter het belang van deze variabele in het discrimineren tussen aan- en afwezigheid van beekprik.207

Lijst van tabellen

Tabel 1	Glasaalvangstopbrengst in functie van de vangsttechniek in de Ganzepoot tijdens de glasaalmigratie van 2009. Voor de inschatting van het aantal gevangen glasalen per uur werd zowel de tijd gependend aan het vangen als de tijd die nodig was voor de verwerking van de vangsten in rekening gebracht (Bron data Mouton et al., 2009).....	33
Tabel 2	Kostenraming voor een volwaardige glasaalmonitoring te Nieuwpoort uitgevoerd in het kader van een Europese studieopdracht (Dekker, 2002).....	34
Tabel 3:	Overzicht van de trajecten die in het kader van de evaluatie van de uitgevoerde herintroductions van kopvoorn, serpel en kwabaal in het najaar 2015 en voorjaar 2016 op de IJse en Grote Nete werden afgevoerd met de lengte (m) ervan en de datum waarop werd gevestigd. De trajecten zijn per waterloop gerangschikt van meest stroomafwaarts naar meest stroomopwaarts.	68
Tabel 4:	De effectieve vangst per soort en per afvistrace uitgedrukt in absolute aantallen (N) en aantallen per 100 m (N/100 m). De doelsoorten zijn in groen aangeduid.	70
Tabel 5:	Becoördeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaardafwijking van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de grenswaarde (CI>7) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: groen = geschikt – rood = ongeschikt (Bron : VMM).	75
Tabel 6:	Becoördeling van de waterkwaliteit aan de hand van de procentuele zuurstofverzadiging (% O ₂). De minimale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de % O ₂ worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de grenswaarde (% O ₂ < 65%) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: groen = geschikt – rood = ongeschikt (Bron: VMM).	75
Tabel 7:	De verwachte en effectief gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns, serpelingen en adulte kwabalen per 100 m op de drie afvistraces. De trajecten in rood gemarkeerd, worden op basis van de respectievelijk HGI-modellen als ongeschikt beschouwd, de trajecten in geel als matig geschikt en die in groen als geschikt.	76
Tabel 8:	Overzicht van de gevangen aantallen kopvoorns, serpelingen en kwabalen op de drie afvistraces in de IJse van 2008 tot en met 2015. n = najaar van dat jaar, v = voorjaar van het daaropvolgende jaar (dus v in 2015 representeert de afvissing in voorjaar 2016).	83
Tabel 9:	De effectieve vangst per soort en per afvistrace uitgedrukt in absolute aantallen (N) en aantallen per 100m (N/100m). De doelsoorten zijn in groen aangeduid.	85
Tabel 10:	De effectieve vangstaantallen per vissoort na één afvissing en na vier opeenvolgende afvissingen samen.	86
Tabel 11:	Becoördeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaardafwijking van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de grenswaarde (CI>7) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: groen = geschikt – rood = ongeschikt (Bron: VMM).	91
Tabel 12:	Becoördeling van de waterkwaliteit aan de hand van de procentuele zuurstofverzadiging (% O ₂). De minimale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de % O ₂ worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de grenswaarde (% O ₂ < 65%) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: groen = geschikt – rood = ongeschikt (Bron: VMM).	91
Tabel 13:	De verwachte en effectief gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns, serpelingen en adulte kwabalen respectievelijk per 100, 150 en 100 m op de drie afvistraces. De trajecten in rood	

gemarkeerd, worden op basis van de respectievelijk HGI-modellen als ongeschikt beschouwd, de trajecten in geel als matig geschikt en die in groen als geschikt.	92
Tabel 14: Overzicht van de aantallen juvenielen en adulten die van elk doelsoort jaarlijks gevangen zijn op het traject aan Meerhoutmolen, de Hoolstmolen en aan Peer Luytendijk.	99
Tabel 15: Overzicht van de verschillende afvistracten per zijloop van de Grote Nete, de datum waarop gevestigd werd en de afgevestigde lengte (m) van het traject.	104
Tabel 16: Individuele lengtes (cm) van de in 2015 gevangen kwabaaljuvenielen.	107
Tabel 17: Effectieve vangstaantallen per soort op de verschillende afvistracten per zijloop van de Grote Nete in het kader van het onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal in het gebied van de Grote Nete.	109
Tabel 18: De periode(dagen na elkaar) per winter dat de watertemperatuur de grens van 6 en 8°C niet overschrijdt. ...	116
Tabel 19: Maximale watertemperatuur (°C) en het aantal dagen dat de watertemperatuur de grens van 27°C overschrijdt per jaar.	116
Tabel 20: Toekenning van een klasse van ingebedheid volgens de aanpak van Schälchli (Eastman, 2004)	125
Tabel 21: Evolutie van de diepte en lengte en van de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffles in de IJse ter hoogte van de Beekstraat.	129
Tabel 22: Evolutie van de diepte en lengte en van de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de IJse ter hoogte van de Elsenstraat.	131
Tabel 23: Beoordeling van de geschiktheid van microhabitats in de rivier als paaihabitat voor de kopvoorn (Dillen et al., 2005b).	165
Tabel 24 Overzicht van de spreiding aan beekprik gegevens in Vlaanderen van 1989 tot oktober 2015 na koppeling aan de waterkwaliteitsgegevens van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM; zie sectie 2.5.4.4). Het aantal jaren tussen 1993 en 2014 zijn het aantal jaren dat er waterkwaliteitsgegevens beschikbaar zijn voor de betreffende meetplaatsen in de betreffende waterloop.	174
Tabel 25 Overzicht van de spreiding aan beekprik gegevens in Vlaanderen van 2001 tot oktober 2015 na koppeling aan de hydromorfologie gegevens van de Vlaamse Milieumaatschappij (HYDMO databank 2000-2006; VMM zie sectie 2.5.4.3). Enkel beekprikgegevens vanaf 2001 werden aan de HYDMO databank gekoppeld omdat de hydromorfologie gegevens uit HYDMO gebaseerd zijn op veldmetingen vanaf 2006, er werd daarbij verondersteld dat de hydromorfologievariabelen weinig wijzigde over een tijdspanne van 6 jaar.	175
Tabel 26 Overzicht gerapporteerde optimale stroomsnelheden voor beekprik larvaal habitat en paaihabitat.	196
Tabel 27 Overzicht van de inhoud van de datasets voor beekprik aan- en afwezigheid in Vlaanderen van 1989 tot oktober 2015.	210
Tabel 28 Overzicht van de datasets die geraadpleegd werden voor de actualisatie van de historische en huidige verspreiding van beekprik in Vlaanderen (bron: Vught et al. 2014).	211
Tabel 29 Overzicht van het voorkomen van beekprik over verschillende tijdsperiodes in alle Vlaamse waterlopen waar ooit beekprik waargenomen werd tot oktober 2015 (X: aanwezigheid beekprik, zwart: afwezigheid beekprik, NG: geen afvissing, ?: onbekend).	213
Tabel 30 Overzicht van de beschikbare datasets met gegevens over de hydromorfologie en/of waterkwaliteit van (enkele) Vlaamse waterlopen, en hoe deze datasets beschikbaar zijn.	215
Tabel 31 Overzicht van de inhoud van de hydromorfologie datasets van VMM (hydromorfologiedatabank) en INBO (verdichtingsmeetnet voor beekprik).	218
Tabel 32 Overzicht van de aanwezigheid van potentiële ID's voor de koppeling van datasets voor beekprik, hydromorfologie en waterkwaliteit in Vlaanderen.	219
Tabel 33 Overzicht van de inhoud van de hydromorfologiedatabank van VMM, na koppeling aan de XY-coördinaten uit de shapefiles.	220

Tabel 34 Vangstgegevens beekprik 2014 en januari tot oktober 2015. De densiteiten zijn niet allemaal gebaseerd op elektrische afvissingen die specifiek gericht zijn op het vangen van beekprik en zijn daarom meestal een onderschatting van de werkelijke densiteit beekprik.....	221
---	-----

1 Inleiding

Dit rapport geeft en bespreekt de resultaten van het onderzoek uitgevoerd in 2015 door de onderzoeksgroep Aquatisch Beheer in het kader van het lopende onderzoeksprogramma binnen de overeenkomst rond de wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer met het Agentschap Natuur- en Bos en het Visserijfonds. Deze rapportage behandelt twee grote onderzoeksluiken, enerzijds studies inzake de implementatie van het palingbeheersplan (in het kader van de Europese Palingverordening), en anderzijds onderzoek rond de soortherstelprogramma's van stroomminnende vissoorten.

Het onderzoek ter ondersteuning van het palingbeheerplan richt zich naar de studie van de haalbaarheid van een gerichte glasaalbevissing in de IJzermonding, en een zilverpalingmonitoring in het IJzerbekken. Tevens wordt onderzocht hoe de in- en uittrek van paling van en naar de Grote Beverdijkvaart via het Afvoerkanaal en het pompemaal van Veurne-Ambacht verbeterd kan worden.

Het onderzoek rond de soortherstelprogramma's van stroomminnende vissoorten omvat verschillende aspecten waaronder het opvolgen van herintroducties via evaluatiebestandsopnames, het uitvoeren van habitatevaluaties, de evaluatie van nieuw aangelegde riffles, de ontwikkeling van een beoordelingsmethode voor beekprikhabitats, onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal en de studie van de knelpunten die de ontwikkeling van een duurzame kwabaalpopulatie in de weg staan.

Deze beide onderzoeksprogramma's werden intensiever uitgewerkt dan voorzien in het aanvangsverslag. Hierdoor werd er, in samenspraak met de stuurgroep, geopteerd om in afwijking van het programma zoals beschreven in het aanvangsverslag het onderzoek rond hengelwateren en de habitatopmetingen in functie van stroomminnende vissoorten op de Trosbeek (Ronse) niet uit te voeren.

Deze rapportage is een voortzetting en aanvulling van de eerdere rapportages (Van den Neucker et al., 2009; 2010a; 2010b; 2012; 2013a; 2013b; Vught et al., 2015), en dient als dusdanig in combinatie met deze rapporten gelezen te worden.

2 Palingbeheerplan

Om de dramatische achteruitgang van de bestanden van de Europese paling (*Anguilla anguilla*) te stoppen, heeft de Europese ministerraad in 2007 de Palingverordening uitgevaardigd (EG/1100/2007). De verordening verplichtte alle lidstaten om tegen eind 2008 voor elk stroomgebied een beheerplan op te maken voor de bescherming en het herstel van de palingbestanden (zie Vlietinck et al., 2010). De verordening stelt dat de lidstaten de nodige maatregelen moeten treffen om ervoor te zorgen dat op termijn minstens 40% van de biomassa aan zilverpaling (t.o.v. een natuurlijke referentiesituatie zonder menselijke impact) de open zee kan bereiken om er zich voor te planten. Binnen dit kader wordt er door INBO beleidsondersteunend onderzoek verricht.

2.1 Onderzoek naar de haalbaarheid van een gerichte glasaalbevissing in de IJzermonding

2.1.1 Situering

De bouw van allerlei kunstwerken (stuwen, (zee)sluizen e.d.) in onze estuaria en waterlopen heeft ervoor gezorgd dat katadrome vissen (zoals de paling) nauwelijks nog hun inlandse opgroei gebieden kunnen bereiken. De polders van het IJzerbekken fungeren als een belangrijke regio voor de groei en ontwikkeling van Europese paling (*Anguilla anguilla*) (Denayer & Belpaire, 1996). De vrije migratie van juveniele paling (glasaal) naar dit gebied wordt evenwel reeds na enkele kilometers verhinderd door het sluizencomplex van de Ganzepoot te Nieuwpoort, een kunstmatig bekken waar zes verschillende waterlopen waaronder de IJzer samenkomen en waarbij elke waterloop is afgesloten door drie tot acht spuiwanden om de instroom van zout water tijdens hoogtij te vermijden. Om de palingbestanden in Vlaanderen op peil te houden wordt de glasaal ter hoogte van de IJzersluis weggevangen, om over gans Vlaanderen op voor glasaal moeilijk bereikbare plaatsen (voorbij migratiebarrières) opnieuw uit te zetten.

Sinds het instorten van de glasaalpopulaties rond 1980 volstonden deze vangsten niet meer om heel Vlaanderen te bevoorraden. Sinds 1994 wordt glasaal afkomstig uit het buitenland als pootgoed aangekocht. Vanwege de hoge prijzen op de internationale markt gaat het jaarlijks doorgaans om slechts een tiende van wat er nodig wordt geacht (1500 kg) om de palingbestanden in Vlaanderen enigszins op peil te houden (Vlietinck et al., 2010; Belpaire et al., 2016). Sinds 2012 is er een (lichte) toename merkbaar van de hoeveelheid glasaal die voor de Europese kusten arriveert (ICES, 2016). Dit gegeven initieerde de onderzoeksvraag om na te gaan of een gerichte glasaalbevissing in de IJzermonding ter aanvulling van de (dure) aankoop van buitenlandse pootvis relevant en haalbaar is.

2.1.2 Doelstelling

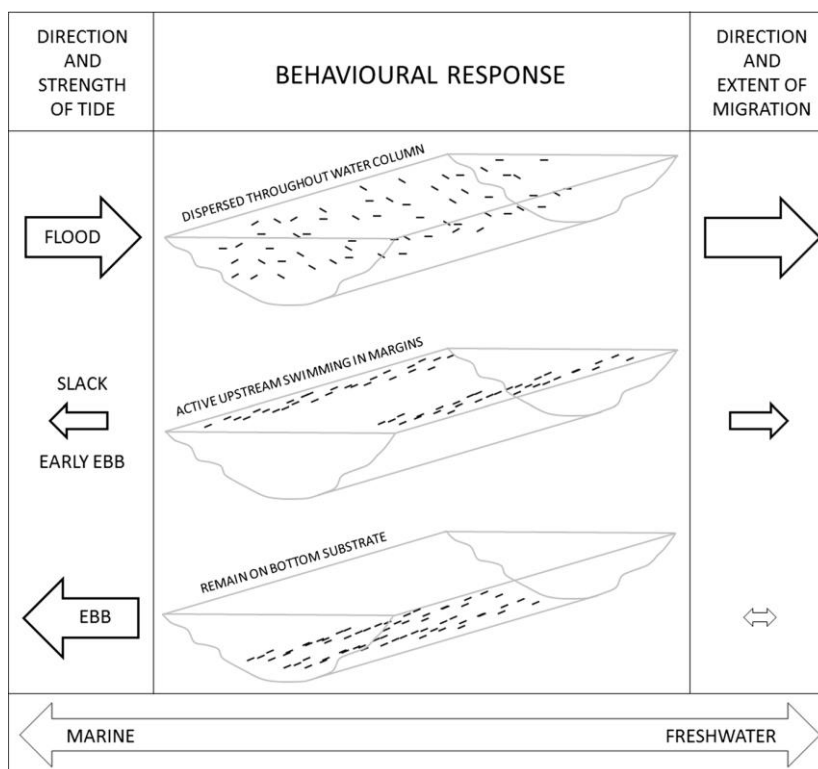
Concreet willen we voor dit onderzoek een kosten-baten analyse uitvoeren van verschillende glasaalvangsttechnieken die ter plaatse of in het buitenland werden/worden toegepast. Daarnaast willen we de mogelijkheid nagaan of deze bevissing door derden in opdracht van de overheid zou kunnen uitgevoerd worden.

2.1.3 Glasaalecologie

Vissers concentreren hun vangstinspanning voornamelijk tijdens periodes waar de vangstopbrengsten maximaal zijn (Harrison et al., 2014). Ecologische kennis over de glasaal, meer specifiek over de spatio-temporele variatie van hun aanwezigheid in het estuarium is aldus onontbeerlijk om de efficiëntie van een gerichte glasaalbevissing correct in te schatten.

Het paaigebied van de Europese paling situeert zich in de Sargasso Zee van waaruit de (leptocephalus) larven zowel actief als passief (via de golfstroom) een trans-Atlantische migratie ondernemen naar de Europese kusten. Bij hun aankomst ter hoogte van de continentale plaat gaan deze larven transformeren tot glasaal waarna ze de rivieren optrekken op zoek naar een geschikt opgroei gebied. Ze worden daarbij aangetrokken door zoetwaterstroming en ermee geassocieerde lokstoffen zoals geosmine (ligt aan de basis van een typische aardgeur) en uitscheidingen van adulte paling (Harrison et al., 2014). In onze contreien vindt glasaalmigratie voornamelijk plaats van februari tot en met mei met een hoogtepunt tussen 15 maart en 15 april (Belpaire et al., 1991). Glasalen die het eerst in de estuaria arriveren hebben doorgaans een betere conditie, die ze aanwenden om stroomopwaarts te migreren. Glasalen die later toekomen zijn kleiner en hebben een lager gewicht en zullen vermoedelijk eerder resideren in de estuaria zelf (Harrison et al., 2014). In eerste instantie maken de stroomopwaarts migrerende glasaaltjes gebruik van de getijstroom om zich doorheen de estuaria naar het zoetwater te verplaatsen. Tijdens vloed laten ze zich

voornamelijk net achter het getijfront passief stroomopwaarts meevoeren met het getij. Tijdens eb daarentegen houden ze zich nabij of in de bodem schuil om te verhinderen dat ze opnieuw stroomafwaarts zouden worden afgevoerd. Tijdens de tij-kering en meer stroomopwaarts in de estuaria waar de getij-invloed verkleint, zullen glasaaltjes zich meer actief tegenstrooms verplaatsen en dit voornamelijk in scholen langs de kant (Figuur 1). Tijdens deze fase zijn ze efficiënt te vangen (Harrison et al., 2014).



Figuur 1 Migratiegedrag van glasaal in estuaria in functie van het getij (overgenomen uit Harrison et al., 2014).

Naast de getij-invloed wordt glasaalmigratie ook beïnvloed door omgevingsfactoren zoals temperatuur en licht. Vooral vanaf temperaturen boven 10°C zal de glasaal zich meer actief beginnen verplaatsen en er wordt doorgaans een verhoogde activiteit en concentratie van glasaal aan de oppervlakte waargenomen tijdens de eerste uren in het donker. Glasaalvangst is dan ook maximaal onder troebele condities en wanneer de stroomopwaartse migratie traag verloopt, bv. in periodes van gemiddeld getij gecombineerd met een gemiddelde rivierafvoer (Bru et al., 2009). In de IJzermonding werd in het verleden omwille van deze redenen glasaal voornamelijk 's nachts bevestigd tijdens nieuwe maan bij opkomend tij en hevige (westen)wind (Belpaire et al., 1991).

2.1.4 Glasaal bemonsteringsmethodes

In 5 EU-landen (Italië, Spanje, Portugal, Frankrijk en het Verenigd Koninkrijk) wordt een commerciële glasaalvisserij toegepast. De totale opbrengst van deze visserij in 2013 werd geschat op bijna 52 ton waarvan 90% werd geëxporteerd naar andere Europese lidstaten, voornamelijk voor bepotingsdoeleinden (18%) en aquacultuur (38%) (ICES, 2013). Een vrij compleet overzicht van de hierbij gehanteerde glasaalbemonsteringstechnieken is terug te vinden in Belpaire et al. (1991) en Dekker (2002, 2005). In Zuid-Europa (Spanje, Portugal, Frankrijk) en het Verenigd Koninkrijk bevestigd men glasaal voornamelijk vanuit commercieel oogpunt (voeding en als startmateriaal voor palingmesterijen), in Midden-Europa voor bepotingsdoeleinden en in Noord-Europa vooral voor monitoringsdoeleinden als indicator voor het opvolgen van de palingstock. Dit wordt weerspiegeld in de gebruikte vangsttechnieken. In Spanje en Portugal wordt gevestigd met behulp van grote stuwnetten (Hamen- of Telanetten). In Frankrijk maakt men vooral gebruik van gemotoriseerde vaartuigen die aan beide zijden zijn voorzien van duw- of trawlnetten. In Engeland, Nederland en België bevestigd men de glasaal vooral met handnetten vanop de oever. In noordelijk Europa gebruikt men eerder passieve technieken zoals de installatie van een palinggoot met opvangbekken. De in Europa meest gebruikte vangsttechnieken worden hieronder kort toegelicht.

2.1.4.1 *Stuwnetten*

Deze netten (ook hamen- of telanetten genoemd) hebben een instroomopening van ongeveer 50 m². Ze worden 's nachts bij laagtij verankerd aan de bodem van de waterloop en de punt van het net wordt vastgemaakt aan een boot. Vervolgens wordt bij opkomend getij de met de getijstroom meegevoerde glasaal geconcentreerd aan het netuiteinde waar ze stelselmatig met een handnet worden opgescheept en verzameld aan boord.

2.1.4.2 *Duwnetten*

Duwnetten worden actief door het water voortbewogen met behulp van een gemotoriseerde boot. In Frankrijk worden voornamelijk 2 types van vaartuigen ingezet voor de vangst van glasaal. De 'pibalour' maakt gebruik van 2 rechthoekige duwnetten met een instroomopening van elk ongeveer 7 m² die bevestigd zijn aan de voorkant van een boot (9-12 m, max. 100 pk). De 'drossage' daarentegen vist met behulp van 2 kleinere (1,2 m²) circelvormige duwnetten die aan de zijkanten van een boot (6-7 m, 40-60 pk) zijn gemonteerd. De 'drossage' bevissing verloopt doorgaans 's nachts en beslaat ongeveer 3 uur, de 'pibalour' wordt eerder overdag ingezet en de vaartijden variëren van 3-10 uur. De actieradius van bootvisserij beslaat het gehele estuarium en doorgaans wordt vooral tijdens hoogtij gevist wanneer de glasalen uniform over de gehele waterkolom zijn verspreid en dus het gemakkelijkst te vangen zijn (Harrison et al., 2014). Bootvisserij wordt o.a. zeer lucratief toegepast in het Franse Vilaine-estuarium net voor de Arzal-dam die de verdere migratie van glasaal verhindert waardoor deze ter plaatse sterk accumuleert (Briand, 2009).

2.1.4.3 *Hand- of sleepnetten*

Deze netten worden vooral gebruikt vanop de oever of al wadend doorheen de waterloop. Het betreffen doorgaans hoepelvormig netten die worden bevestigd aan een touw (sleepnet) of rechthoekige netten bevestigd aan een steel (handnet). Vooral in het Verenigd Koninkrijk bestaat er een lange traditie in het gebruik van handnetten voor de glasaalvangst.

2.1.4.4 *Lift- of kruisnetten*

Dit zijn vierkante netten die op de bodem worden geplaatst waarna ze opgetrokken worden met de hand of via een kraan afhankelijk van de grootte (1-25 m²). Deze werden vroeger vooral voor commerciële doeleinden toegepast in o.a. Denemarken en Nederland.

2.1.4.5 *Palinggoot*

Palinggoten zijn goten die tegen een dijk of kunstwerk worden geplaatst om de stroomopwaartse migratie van glasaal voorbij een migratieknelpunt toe te laten. De binnenzijde is voorzien van een substraat (kunststof borstels of bv. een kokosmat) waarover zoet water stroomt waardoor juveniele palingen worden aangetrokken en zich naar boven kunnen werken. Bovenaan worden de aaltjes opgevangen in een reservoir. Een afgeleide versie is de glasaaldetector, een palinggoot die gemonteerd is op een drijvend ponton en die o.a. in Nederland voor monitoringsdoeleinden wordt ingezet. De hellingsgraad en het gebruikte substraat kunnen een invloed hebben op de hoeveelheid en lengteverdeling van passerende aaltjes (O'Connor, 2003).

2.1.4.6 *Kunstmatige substraten*

Kunstmatige substraten vervaardigd uit kunststof of natuurlijke materialen (houttwijgen) die ofwel worden bevestigd aan vlotter ofwel nabij de bodem worden geplaatst, kunnen fungeren als schuiloord voor glasaal. Deze substraten worden gedurende een gestandaardiseerde periode geïnundeerd waarna de zich verschuilende glasaaltjes kunnen worden uitgeschud in een opvangbak. Ondanks het feit dat de vangsten per substraat vooral ter hoogte van migratieknelpunten soms hoog kunnen zijn, worden ze vooral voor monitoringsdoeleinden gebruikt (bv. Silberschneider et al., 2001; Postic-Puiviv et al., 2015).

2.1.5 Efficiëntie van reeds gebruikte technieken in de IJzermonding

In de IJzermonding zijn doorheen de jaren reeds verschillende technieken toegepast om glasaal te vangen. Voor bepopingsdoeleinden wordt sinds 1964 met behulp van een sleepnet elk jaar glasaal gevangen ter hoogte van de lepersluis. Sporadisch werd in het kader van onderzoek ook glasaal gevangen met een verankerd Hamennet (Belpaire et al., 1991; Denayer & Belpaire, 1992a), bootvisserij (Belpaire, 2002; Mouton et al., 2009), een palinggoot

(Belpaire, 2002), hoepelvormige sleepnetten (Belpaire et al., 1991; Denayer & Belpaire, 1992a), kruisnetten (Mouton et al., 2009) en fuiken (Mouton et al., 2009, 2010, 2013).

Het Hamennet werd voor de IJzermonding voor monitoringsdoeleinden als redelijk arbeidsintensief beschouwd (Belpaire, 2002), maar kan een geschikte methode zijn voor onderzoeksdoeleinden (Denayer & Belpaire, 1992a). De palinggoot bleek nauwelijks in staat glasaal te vangen (Mouton et al., 2009). Het gebruik van palinggoten ter hoogte van onnatuurlijke zout/zoet overgangen wordt bovendien sterk bekritiseerd omwille van het feit dat glasalen ter hoogte van deze kunstwerken nog maar nauwelijks opzwemgedrag vertonen (Bult & Dekker, 2007).

Van de andere technieken zijn vangstgegevens gekend waardoor enige vergelijking met betrekking tot vangstefficiëntie en opbrengst mogelijk is. De glasaalbevissing met het sleepnet leverde in sommige nachten vóór 1980 op 2 uur tijd soms tot 50 kg glasaal op, sterk vergelijkbaar met wat Engelse vissers in het Severn-estuarium per nacht bovenhaalden met behulp van deze traditionele vangsttechniek (Belpaire et al., 1991). Momenteel is de jaarlijkse opbrengst van sleepnetvisserij evenwel herleid tot doorgaans minder dan 1 kg (Belpaire et al., 2016).

Bootvisserij in de Ganzepoot werd toegepast in het voorjaar van 1998, 1999 en 2000. Men maakte hierbij gebruik van een gemotoriseerde boot van 6 m lang waarop 2 sleepnetten (1,40 m breed en 0,7 m hoog) werden bevestigd die met een snelheid van 3 km/uur rondjes vaarde in de Ganzepoot (Belpaire, 2002). Over het gehele seizoen gespreid werd er op deze manier respectievelijk 6, 76 en 48 kg glasaal gevangen. Met het traditionele sleepnet werd in 1998 en 2000 ter vergelijking in totaal respectievelijk 2,26 en 17,5 kg gevangen (in 1999 werd niet gesleept vanop de kade). Tijdens het voorjaar van 2000 werd de glasaalvangst met het sleepnet in de Iepersluis éénmalig (14 maart) vergeleken met deze van bootvisserij in de Ganzepoot. Drie slepen met het bootje (totale tijdsduur geschat op 30 minuten) leverde toen ca. 300 g glasaaltjes op in vergelijking met ca. 50 g die werd bekomen door drie slepen met het traditionele sleepnet langs de kade van de Iepersluis (Belpaire, 2002 + interne INBO-nota).

In het kader van een studie naar effecten van omgekeerd spuibeheer op de glasaalintrek in de IJzer werden gedurende een aantal tijcycli verschillende glasaalvangsttechnieken tegelijkertijd en op gestandaardiseerde wijze toegepast in het sluizencomplex van de Ganzepoot (Mouton et al., 2009) wat een meer gedetailleerde inschatting van de vangstefficiëntie toelaat. Op 9 tijdstippen (3 overdag en 6 's nachts) werd gedurende 2-3 uur net voor hoogtij glasaal bemonsterd ofwel met behulp van 2 duwnetten bevestigd aan een bootje, ofwel met 12 kruisnetten (2 per spuicomplex) langs de kade, ofwel via een sleepnet langs de kade, ofwel met een fuik bevestigd aan een bij opkomend tij gedeeltelijk geopende spui van de spuiconstructie aan de IJzer. Uit de gegevens (Tabel 1) blijkt dat de opbrengst per uur vangstinspanning het hoogst was bij het gebruik van duw- en fuiknetten en het laagst bij het inzetten van kruisnetten.

Tabel 1 Glasaalvangstopbrengst in functie van de vangsttechniek in de Ganzepoot tijdens de glasaalmigratie van 2009. Voor de inschatting van het aantal gevangen glasalen per uur werd zowel de tijd gespendeerd aan het vangen als de tijd die nodig was voor de verwerking van de vangsten in rekening gebracht (Bron data Mouton et al., 2009).

	Duwnetten ¹			Fuiknet (spui) ²			Sleepnet (kade) ³			Kruisnetten (kade) ⁴		
datum	vangstperiode	N ind.	N/uur	vangstperiode	N ind.	N/uur	vangstperiode	N ind.	N/uur	vangstperiode	N ind.	N/uur
31/03/2009	14h00-15h55	22	13	14h37-16h33	238	97				13h30-16h30	12	4
31/03/2009	2h00-4h15	1157	694	3h05-4h43	590	277				1h38-4h44	90	39
1/04/2009	14h32-16h10	15	9	15h20-17h15	430	178				14h03-17h10	6	2
1/04/2009	3h00-5h00	758	455	3h46-5h33	937	410				2h49-5h15	80	37
2/04/2009	15h19-17h30	6	3	16h17-18h13	1496	615				14h49-18h10	16	5
2/04/2009	4h30-6h19	970	728	4h25-6h35	737	276				4h03-6h21	74	35
8/04/2009	22h38-0h31	916	687	23h17-1h11	308	128	23h50-01h40	198	108	22h07-0h58	78	24
9/04/2009	22h56-1h14	656	394	23h58-1h43	657	292	24h30-1h30	78	78	22h41-1h54	126	40
10/04/2009	23h10-1h48	729	365	0h38-2h14	823	392				23h08-2h10	97	28
gemiddelde (nacht)		864	554		675	296		138	93		91	34

¹ 4-6 x (15 min. bevissing + 5 min. triëren)

² 1 x (±120 min. bevissing + 30 min. triëren)

³ 10-20 x (5 min. bevissing + 1 min. triëren)

⁴ 32-52 x (3 min. bevissing + 1 min. triëren)

2.1.6 Efficiëntie van reeds gebruikte technieken in de Zeeschelde

Ook in de Zeeschelde werden reeds een aantal technieken om glasaal te bemonsteren uitgetest (Belpaire et al., 1991; Samsoen et al., 2007; Stevens et al., 2009). Belpaire et al. (1991) maakten gebruik van een hoepelvormig sleepnet waarmee ter hoogte van een aantal sluizencomplexen in de Antwerpse haven (Berendrecht-, Zandvliet-, Royer-, Kattendijk- en Kallosluis) 's nachts werd gevist. Dit leverde voor de meeste locaties hooguit enkele glasalen/nacht op. Enkel de locaties in Zandvliet vertoonden iets hogere vangsten met een maximum van 122 g glasaaltjes/nacht. Daarnaast werd een met de Schelde in verbinding staande gracht te Wichelen bemonsterd met een glasaalfuik waarbij evenwel geen enkele glasaal werd gevangen.

Samsoen et al. (2007) deden tussen 2002 en 2006 onderzoek naar de glasaalintrek in de monding van enkele waterlopen in het havengebied van de Zeeschelde (Prosperpolder, Doel, Kallo, Liefkenshoek) en maakten daarbij gebruik van een Hamennet, glasaalfuiken, een sleepfuik en een handnet. Ondanks glasaalvangst (max. 258 ex. op 28 maart 2002) bleek het gebruik van het Hamennet in de Schelde sterk onderhevig aan technische beperkingen. Met de glasaalfuiken bleven de vangsten doorgaans beperkt tot enkele (tientallen) exemplaren met als hoogtepunt 131 gevangen glasalen op 6 april 2002 in de haven van Prosperpolder. Ook kleine palingen (10-15 cm) werden met deze fuiken regelmatig gevangen. Met het handnet waren de opbrengsten evenwel hoger (tot enkele honderden exemplaren) met als maximum 1628 gevangen glasalen op 22 april 2005 ter hoogte van de ingebuisde monding van de watergang van de Hoge Landen in het Verrebroekdok. Bovendien bleek uit deze studie dat het soms nog mogelijk was om zowel overdag als in het najaar glasaal te vangen.

Stevens et al. (2009) onderzochten de efficiëntie van een conisch schepnet van 1 m diep bestaande uit 500 µm nylon zeefgaas voorzien van een rechthoekige opening (42 x 22 cm), een kruisnet van 0,5 m diep bestaande uit 1000 µm filtergaas met een totale oppervlakte van 1 m² en artificiële substraten vervaardigd uit gefibreerd polypropyleentouw van 25 cm lengte op drie locaties langs het Schelde-estuarium ter hoogte van een migratiebarrière (Verrebroekdok en sluizencomplex van Merelbeke en Grobbendonk). Ook de getijgeul zelf werd bemonsterd op 5 locaties in het estuarium (de Zeeschelde in Kallo, Schellebelle, Merelbeke en Burcht en de Nete in Duffel) met behulp van aan een boot bevestigde sleepnetten die net onder het wateroppervlak tegen de vloedstroom in werden getrokken. Gemiddeld werd per uur ongeveer 1000 m³ water gefilterd. Schep- en kruisnetten hadden doorgaans een vergelijkbare opbrengst (tot 50 glasaaltjes/dag/locatie) die merklijk hoger was in vergelijking met de artificiële substraten (doorgaans minder dan 2 glasaaltjes). Ook de opbrengsten van de bootvisserij in het Schelde-estuarium waren extreem laag (slechts enkele gevangen individuen).

2.1.7 Kostprijs

Dekker (2002) geeft een overzicht van de geschatte kosten die elke Europese lidstaat spendeert aan glasaalmonitoring. Globaal bedroeg die per onderzoekslocatie € 33.000 waarvan materiaalkosten gemiddeld ongeveer 20% van het budget in beslag namen.

Voor België werden de werkingskosten voor de glasaalvangst (sleepnetten langs de kade + beperkte bootvisserij in de Ganzepoot) in Nieuwpoort voor 2000 geschat op ongeveer € 10.000 per jaar, inclusief de kosten voor de boot, de werklonen, de kosten van de technicus en voor de rapportering (Belpaire, 2002) wat voor de opbrengsten van 2000 (ongeveer 65 kg) neerkwam op een kostprijs van € 154/kg glasaal. Een volwaardige wetenschappelijke monitoring van de glasaalintrek te Nieuwpoort (sleepnet- en bootvisserij + palinggoot) uitgevoerd door betaalde werkrachten werd toen begroot op ongeveer € 64.000 per jaar (Dekker, 2002; zie Tabel 2) waarvan het grootste gedeelte bestond uit personeelskosten.

Tabel 2 Kostenraming voor een volwaardige glasaalmonitoring te Nieuwpoort uitgevoerd in het kader van een Europese studieopdracht (Dekker, 2002).

Method	Material and working costs	Labour hours	Labour costs	Rate
Dipnet fisheries	€ 100 /y	300h	€ 20.400 /y	€ 68 /h
Boat	€ 5.000 /y	300h	€ 20.400 /y	€ 68 /h
Eel trap	€ 2.500 /y	60h	€ 4.080 /y	€ 68 /h

Report		100h	€ 11.000 /y	€ 110 /h
Total	€ 7.600 /y	760h	€ 55.880 /y	€ 63.480 /y

De glasaalmonitoring te Nieuwpoort wordt momenteel uitgevoerd door medewerkers/vrijwilligers verbonden aan Sportvisserij Vlaanderen die daarvoor een onkostenvergoeding van € 75 per gerapporteerde vangstdag (minimaal tien consecutief uitgevoerde slepen met vangst van glasaal) ontvangt van het Agentschap voor Natuur en Bos met een maximum van € 2.500 (incl. een forfaitaire administratieve kost van € 100). Een aantal dagen met nulvangst worden ook vergoed indien ze minder dan 15% van het aantal gerapporteerde vangstdagen behelzen. De prijs per kg glasaal zal bijgevolg variëren afhankelijk van de vangsthoeveelheid en bedroeg gemiddeld € 3.100 (€ 270 - € 16.500!) voor de periode 2006-2015 te wijten aan de doorgaans lage tot zeer lage vangsten (minimaal 65 g in 2006, maximaal 6,7 kg in 2014).

Met bootvisserij liggen de opbrengsten in de Ganzepoot hoger (5-6x, zie tabel 1), maar deze techniek is in verhouding wel veel duurder. Voor het inzetten van Nederlandse glasaalvisserij moet men rekenen op een kostenplaatje van minimaal € 1.200/staalname (pers. mededeling Peter Coene, Sportvisserij Vlaanderen). Om enigszins rendabel te zijn, rekening houdende met glasaalprijs die de laatste jaren varieerden tussen € 150-500 kg⁻¹ dient dan tussen de 2 en 8 kg glasaal/nacht te worden gevangen. Indien we ook rekening houden met de hoge mortaliteit die met dergelijke visserij gepaard gaat (zie 2.1.8.2) is er al gauw tussen de 4 en 16 kg/nacht vereist. Om tot de benodigde 150 kg glasaal die jaarlijks in Vlaanderen wordt uitgezet te komen, dient gezien de huidige lage rekrutering van glasaal aan de IJzermonding bovendien heel wat nachten gevist te worden.

2.1.8 Kosten-baten analyse

In functie van het op peil houden van de binnenlandse palingpopulatie en het halen van de doelstellingen van de Palingverordening blijkt het wegvangen van glasaaltjes in de monding van rivieren waar een overaanbod is, met de bedoeling ze stroomopwaarts op voor glasaal moeilijk bereikbare plaatsen of op watersystemen met een onderbezetting, terug uit te zetten, een door de internationale adviesorganen (ICES) aanbevolen en wereldwijd geprefereerde beheerstrategie. De rationale achter deze werkwijze is het feit dat door de constructie van allerlei kunstwerken in de meeste waterlopen, die fungeren als onoverkomelijke migratiebarrières, de opgroeigebieden voor Europese paling nauwelijks nog te bereiken zijn. Bovendien gaat men er van uit dat de in hun migratie gehinderde glasaaltjes een verhoogde mortaliteit ondervinden ter hoogte van de barrières door een sterk toegenomen competitie en predatiedruk (bv. Briand et al., 2003; O'Connor, 2003). De strategie wordt mede ingegeven doordat vooral in de Zuid-Europese landen en Engeland er een zeer groot aanbod aan glasaal is, ten opzichte van eerder lage rekruteringscijfers in meer Noordelijke landen. Er bestaan evenwel nauwelijks wetenschappelijke studies over de efficiëntie van deze werkwijze en het is vooralsnog niet geweten in hoeverre glasaaluitzet bijdraagt tot het in stand houden van de populatie (Dekker, 2003; Dekker & Beaulaton, 2016).

2.1.8.1 Beperkingen van glasaaluitzet

Het uitzetten van glasaal kan een kosteneffectieve manier zijn om de lokale palingpopulaties op peil te houden (dikwijls in functie van de visserij), vooral in locaties met een beperkte of geheel geblokkeerde toegang voor stroomopwaartse vismigratie. Tot op heden heeft bepoting met glasaal evenwel niet geleid tot een herstel van de palingpopulaties en deze strategie wordt dan ook sterk gecontesteerd (zie bv. Stacey et al., 2014). Er bestaan een groot aantal bedenkingen bij het nut van deze strategie voor het algemene herstel van de soort, vooral wanneer palingen over zeer lange afstanden worden verplaatst van het ene stroomgebied naar het andere. De belangrijkste argumenten tegen het toepassen van deze strategie kunnen als volgt worden samengevat (bron: <http://www.eelregulations.co.uk>):

- Het vissen, verwerken en transporteren van glasaal gaat gepaard met stress en veroorzaakt een toegenomen mortaliteit (zie verder).
- De groeisnelheid van autochtone paling wordt gereduceerd indien de draagkracht van de bepote locaties wordt overschreden.
- De groeisnelheid van autochtone en bepote vis vertoont sterke verschillen. Hoewel uitgezette glasaal zich in eerste instantie goed kan aanpassen aan zijn nieuwe habitat (Ovidio et al., 2015) blijkt bepote paling

minder bekwaam in het succesvol volbrengen van zijn benedenstroomse migratie naar de paaigebieden (Stacey et al., 2014).

- De sekse-ratio wordt verstoord door bepoting met allochtone vis.
- Het uitwisselen van vis tussen verschillende stroomgebieden gaat gepaard met de verspreiding van parasieten en ziektes (o.a. *Anguillicoloides crassus*).
- De Europese paling is genetisch niet uniform en zou bestaan uit 3 geografische gescheiden subpopulaties (Noord-, West- en Zuid-Europa) (zie o.a. Wirth & Bernatchez, 2001), hoewel dit recentelijk wordt tegengesproken (Pujolar & Maes, 2016).

Bovendien blijkt dat glasalen geomagnetische informatie kunnen vergaren tijdens hun trans-Atlantische migratie die de volwassen palingen aanwenden om opnieuw de Sargassozee te bereiken (Nishi & Kawamura, 2005; Durif et al., 2013). Getransloceerde palingen lopen aldus gevaar om gedesoriënteerd te geraken. Daarbovenop wordt glasaal, in weerwil van de aanbevelingen van ICES, veelal uitgezet in waterlichamen met een onvoldoende waterkwaliteit (aanwezigheid parasieten en polluenten waaronder PCB's) waardoor zilverpaling van onvoldoende kwaliteit wordt geproduceerd (zie ook Vlietinck et al., 2010).

Omwille van deze tegenkanten lijkt glasaaluitzet als beheersmaatregel ter verhoging van het ontsnappingspercentage aan zilverpaling naar zee slechts te verantwoorden indien glasaal van lokale oorsprong wordt gebruikt om 1. de transporttijd en ermee samenhangende stressomstandigheden tijdens gevangenschap zo beperkt mogelijk te houden en dus de overleving van glasaal te maximaliseren, 2. om de genetische diversiteit en ermee samenhangende fysiologische adaptaties niet te verstoren en 3. om de verspreiding van exoten en ziekteverwekkers enigszins tegen te gaan.

De standpunten onder wetenschappers en beheerders over deze materie blijven echter verdeeld, en alsnog is het uitzetten van glasaal van Zuid-Europese origine in meer Noordelijke gebieden een courante beheersmaatregel in het kader van de Palingverordening.

2.1.8.2 *Glasaalmortaliteit in functie van de vangsttechniek*

Het spreekt voor zich dat tijdens de vangst de glasaaltjes in meer of mindere mate worden blootgesteld aan stress. Zo namen Moreira da Silva et al. (2009) een toename in de ammoniumconcentratie waar tijdens de vangst en het transport van glasaal wat tot een verhoogde mortaliteit kan leiden. De hoge densiteiten en de ermee gepaard gaande stresscondities tijdens opslag en transport van glasaal leiden tot een hoog zuurstofverbruik waardoor de vangsten steeds dienen te worden belucht. In het algemeen zal gestresseerde vis sterk verzwakken waardoor ze vatbaarder wordt voor allerlei ziektes (Briand et al., 2012). De hoeveelheid stress die glasaal ondervindt tijdens bevissing varieert naargelang de techniek die wordt gehanteerd. Een Franse studie van de glasaalvisserij in het Vilaine-estuarium toonde aan dat bij gebruik van duwnetten (bootvisserij) de gemiddelde mortaliteit in de eerste twee dagen na vangst 42% (range 2-82%) bedroeg terwijl nauwelijks mortaliteit werd vastgesteld bij het gebruik van handnetten langs de kade (Briand et al., 2012). Ook Poole (2002) vermeldt een hoge mortaliteit van met behulp van bootvisserij gevangen glasaal. Tijdens deze vormen van actieve bevissing worden de glasaaltjes samen met andere organismen en organisch materiaal samengedrukt in de punt van het net en dus blootgesteld aan hoge drukken. Het is dan ook niet verwonderlijk dat de vaarsnelheid en -duur tijdens het vissen een positief verband vertoonde met de mortaliteit van de gevangen glasaaltjes (Briand et al., 2012). Te lange bevissing bij te hoge snelheid leidde tot het verlies van de beschermende slijmlaag rond de huid en beschadigingen van de staart. Ook het nadien triëren van de vangst leidde tot beschadiging van de slijmlaag. Deze verwondingen zorgen voor een verminderde spierwerking, een verhoogde opname van water (opzwellen) - de slijmlaag beschermt glasaal o.a. tegen saliniteitsvariaties - en het verlies aan transparantie (zie Figuur 2).



Figuur 2 Verlies van transparantie (witverkleuring) van gevangen glasaal, een opvallend en lethaal stress-symptoom (foto© 2013 INBO).

2.1.8.3 Verstoring glasaalmonitoring en huidig beheer

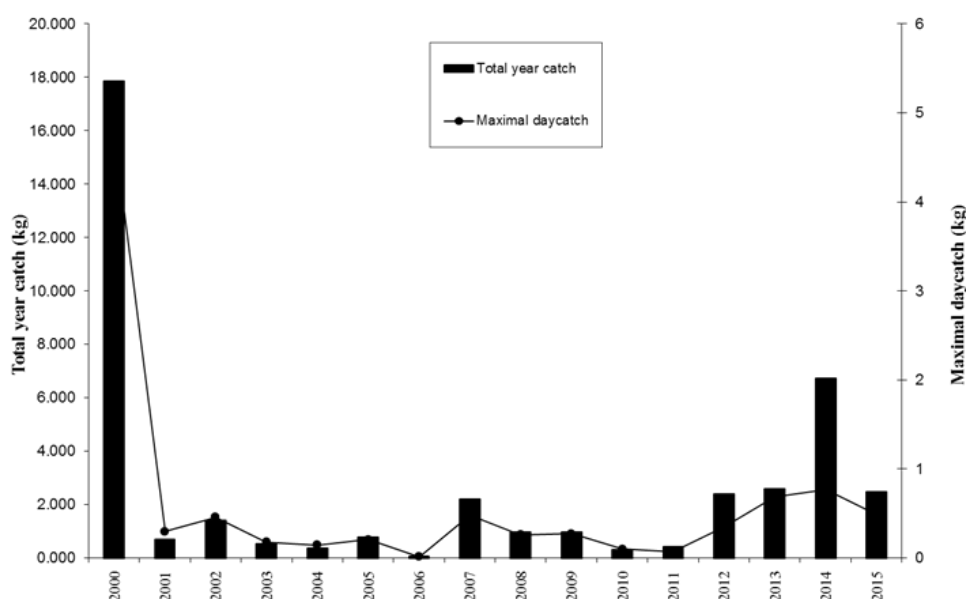
De IJzermonding te Nieuwpoort is een internationaal belangrijk monitoringstation voor glasaalmigratie omwille van de reeds zeer lange tijdreeks (1964) die tot op heden op een min of meer gestandaardiseerde wijze is tot stand gekomen (sleepvisserij vanop de kade). Deze locatie fungeert dan ook als een op Europees niveau belangrijke referentielocatie waar een meer intensieve (commerciële) glasaalvisserij de wetenschappelijke studies sterk zou kunnen hypothekeren (Denayer & Belpaire, 1992a). Bovendien is de werking van de spuien momenteel aangepast om de passeerbaarheid van glasaal te verhogen ter hoogte van de Iepersluis d.m.v. omgekeerd spui-beheer (Mouton et al., 2013). Het intensief afvangen van glasaal in de Ganzepoot zou deze meer natuurlijke beheersmaatregel dus enigszins kunnen teniet doen. Er werd geschat dat met de glasaaldensiteiten die via aangepast spui-beheer in 2013 binnenkwam tussen 70 en 280% van de huidige voorspelde draagkracht van het IJzerbekken - een zilverpalingdensiteit van $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, zoals vooropgesteld in het Palingbeheerplan van België (Vlietinck et al., 2010) - zou worden ingevuld (Mouton et al., 2013). Het is evenwel niet duidelijk hoe groot het aanbod is in de Ganzepoot ten opzichte van hetgeen effectief kan binnentrekken in de IJzer en wat er dus potentieel aan glasaal kan bevist worden zonder de meer natuurlijke aanvoer in de IJzer en mogelijk in de toekomst ook in de andere aanvoerkanalen te hypothekeren. In den Oever, een eveneens internationaal belangrijk monitoringsstation in Nederland, mag wat dat betreft slechts tot 5% van de inkomende glasaalpopulatie (tot 500 kg) weggevangen worden voor bepotingsdoeleinden (Dekker, 2002).

Om niet te interageren met het huidige beheer rond de glasaalintrek van de IJzer zou de glasaalvangst met boten op de Schelde een valabel alternatief kunnen zijn. De Schelde is één van de weinige Europese estuaria waar het getij door de afwezigheid van barrières in de benedenloop nog vrij ver landinwaarts kan doordringen. Uit historische gegevens blijkt dat glasaal tijdens de migratieperiode (april/mei) massaal kon worden aangetroffen in de Zeeschelde ter hoogte van sluiscomplexen en afwateringsgrachten (Belpaire, 2002) en reeds in 1906 was er sprake van glasaalvisserij op de Schelde voor bepotingsdoeleinden (Belpaire et al., 1991). Om glasaalvisserij enigszins rendabel te maken, gebeurt deze best op die plaatsen waar de glasaal in grote concentraties passeert op een relatief kleine oppervlakte (Belpaire et al., 1991). Kennis over de abundantie en het migratiegedrag van de glasaal in het Schelde-estuarium is momenteel evenwel te beperkt om prioritaire glasaalbevissingszones te kunnen aanduiden. Samsoen et al. (2007) heeft in dit verband het belang kunnen aantonen van bepaalde mondingszones in de Zeeschelde waar glasaal soms massaal wordt aangetrokken door de zoetwaterlokstroom en aldaar efficiënt bevist kan worden. De weinige fragmentarische tijdsreeksen van abundantie-gegevens die voorhanden zijn voor de Schelde (één bemonsteringslocatie te Wichelen) wijzen ook hier op een sterke terugval (Belpaire et al., 2011). Om glasaalbevissingsmogelijkheden in de Schelde te evalueren is er dus nood aan een onderzoeksprogramma om de glasaalintrek van de Schelde te kunnen inschatten (Belpaire, 2002; Samsoen et al., 2007). In Nederland heeft men recent een monitoringscampagne langs de grote rivieren opgestart waar kruisnetbevissing door vrijwilligers reeds een grote hoeveelheid vangstgegevens heeft opgeleverd waarmee de verspreiding van glasaal enigszins kan worden

ingeschat (zie Werkgroep Monitoring Noordzeekanaal, 2014; Goverse, 2015). Bovendien blijken bepaalde lokstoffen (o.a. geosmin) in het effluent van RWZI 's glasalen aan te trekken waardoor ze op deze plaatsen in hoge aantallen kunnen worden aangetroffen en bevestigd (Kroon & Van Wijk, 2013). Naar analogie zou een goed uitgekiend monitoringprogramma met behulp van vrijwilligers ook de kennis over de verspreiding van glasaal in het Schelde-estuarium gevoelig kunnen uitbreiden (zie ook Stevens et al., 2009).

2.1.8.4 Huidige rekrutering van glasaal te Nieuwpoort

De lichte toename in de rekrutering van glasaal die sinds 2012 ter hoogte van Nieuwpoort werd waargenomen, heeft zich in 2015 niet verdergezet (Figuur 3). In het Nederlandse monitoringstation den Oever werd in 2015 zelfs een historisch lage rekrutering van glasaal vastgesteld, een negatieve trend die zich in gans Europa manifesteerde (ICES, 2016). Van een (licht) herstel is dus geenszins sprake en dit kan bezwaarlijk als argument fungeren om op grotere schaal glasaal te bevissen in de IJzermonding voor bepotingsdoeleinden.



Figuur 3 Jaarlijkse variatie in glasaalvangsten m.b.v. een sleepnet in de Iepersluis te Nieuwpoort (totale jaaropbrengst en maximale dagvangst) voor de periode 2000-2015 (overgenomen uit Belpaire et al., 2016).

2.1.8.5 Conclusie

De nog steeds aanhoudende zeer lage rekrutering van glasaal verhindert een rendabele glasaalvangst in de IJzermonding. Bootvisserij is vermoedelijk de enige haalbare en efficiënte manier om glasaal voor bepotingsdoeleinden te verzamelen (Belpaire, 2002, C. Briand, pers. meded.). Vooreerst zal men hierbij nog dienen te investeren in kwaliteitsvolle infrastructuur om de gevangen glasaal te verwerken (triëren), tijdelijk te stockeren, te verdelen en te verzenden. Dergelijke intensieve glasaalbevissing gaat bovendien gepaard met een hoge mortaliteit van de gevangen glasaal en zou in de IJzermonding ook sterk interageren met de jarenlange monitoringreeks. Gezien de huidige zeer lage glasaalrekrutering maakt dit alles de visserij van glasaal in de IJzermonding allesbehalve commercieel interessant.

2.2 Onderzoek naar de haalbaarheid van een zilverpalingmonitoring in het IJzerbekken

2.2.1 Situering

In het kader van de EU-palingverordening dienen de Europese lidstaten periodiek te rapporteren hoeveel zilverpaling er uit de stroomgebieden op hun grondgebied naar zee trekken. Volgens de adviezen van het Europese

Wetenschappelijke, Technische en Economische Comité voor Visserij dient dit best te worden ingeschat m.b.v. (in dalende volgorde van belangrijkheid): 1. totale afvangst van uittrekkende zilverpaling, 2. populatieschattingen op basis van standaard beoordelingsmethoden (bv. vangst/hervangst technieken), 3. populatieschattingen gebaseerd op zilverpalingvangsten en kennis over de efficiëntie van de gebruikte vangstconstructies, 4. modelmatige populatieschattingen gebaseerd op vangsten van gele paling en 5. modelmatige populatieschattingen gebaseerd op vangsten van juveniele paling (STECF, 2006). In Vlaanderen wordt, wegens gebrek aan zilverpalingmonitoring, de uittrek op een indirecte manier geschat met behulp van modellen en op basis van bestandsopnames van gele paling. Omwille van verschillende redenen houdt deze strategie echter een aantal zwakheden in, waarbij het resultaat niet aan de verwachte precisie voldoet (Belpaire et al., 2015). Een gerichte zilverpalingmonitoring zal naast een betere inschatting van de hoeveelheid uittrekkende zilverpaling ook de evolutie van de palingstand doorheen de tijd mogelijk maken waardoor effecten van het beheer beter kunnen geëvalueerd worden.

2.2.2 Doelstelling

Concreet willen we voor dit onderzoek een kosten-baten analyse uitvoeren van verschillende zilverpalingvangsttechnieken die in België of in het buitenland werden/worden toegepast. Daarnaast willen we de mogelijkheid nagaan of deze bevissing door particulieren kan worden uitgevoerd.

2.2.3 Zilverpalingecologie

Wanneer Europese palingen geslachtsrijp beginnen te worden (mannetjes na ongeveer 8-15 jaar, vrouwtjes na ongeveer 10-18 jaar, Bruijs & Durif, 2009) ondergaan ze sterke morfologische en fysiologische veranderingen als voorbereiding op hun migratie naar hun paaigronden in de Sargassozee. De leeftijd waarop palingen metamorfoserende tot zilverpaling varieert naargelang de heersende omgevingsfactoren en de breedteligging (jonger voor zuidelijke populaties) en wordt eveneens bepaald door dichtheidsafhankelijke processen (Feunteun et al., 2003; Robinet et al., 2007; Acou et al., 2008). De stroomafwaartse migratie van zilverpaling is een typisch fenomeen van de herfst (maximaal in september/oktober) en wordt getriggerd door bepaalde omgevingsfactoren zoals een daling van de temperatuur en fotoperiode, een toegenomen debiet en lagere lichtcondities (Okamura et al., 2002; Verbiest et al., 2012; Stein et al., 2016). Migratiepieken vinden voornamelijk plaats tijdens donkere nachten met veel neerslag tussen zonsondergang en middernacht. De meeste zilverpaling trekt op minder dan 20 dagen tijd uit het stroomgebied weg waarbij voornamelijk de route met het hoogste debiet wordt gevolgd (Bertin, 1951; Jansen et al., 2007; Bruijs & Durif, 2009). Zilverpalingsen worden dan ook het meest gevangen in de hoofdstroom van de rivier (Tesch, 1977). Door gebruik te maken van de hogere stroomsnelheden kan zilverpaling een aanzienlijke hoeveelheid energie besparen (Hansen & Jonsson, 1985) en de migratieperiode naar zee sterk inkorten (Thorpe et al., 1981). Tijdens de migratie van zoet- naar zoutwater zal het spijsverteringsstelsel van zilverpalingsen degenereren, wordt het geslachtsstelsel finaal ontwikkeld en wordt een tolerantie voor zoutwater verworven (Bruijs & Durif, 2009). Hoewel de dichtheid van gele en zilverpaling plaatselijk hoog kan zijn, wordt schoolvorming niet waargenomen (Tsukamoto et al., 2003), de migratie naar de paaigronden verloopt dan ook solitair. Onderzoek met gezenderde zilverpaling in de Maas (Verbiest et al., 2012) heeft aangetoond dat tijdens de stroomafwaartse migratie er op sommige rivieren veel knelpunten bestaan, zodat het aantal trekkende zilverpaling dat de zee bereikt laag is.

2.2.4 Diverse vangsttechnieken

Een overzicht van de meest courant gebruikte technieken om zilverpaling te vangen is te vinden in McGrath (1970) en Koops (1980). Ze worden hieronder kort samengevat.

2.2.4.1 Fuiknetten

Dit is tegenwoordig de meest gebruikte vangsttechniek. In zijn eenvoudigste vorm bestaat een fuiknet uit een lang zakvormig net die aan de ene kant geopend is en aan de andere kant spits toeloopt en dat door middel van hoepels wordt opgehouden. Binnenin bevinden zich 1 of meerdere trechtervormige netten waardoor de paling kan passeren maar niet terugkeren. Het fuiknet wordt doorgaans in ondiep, niet te snel stromend water verankerd met de opening stroomopwaarts gericht. Om de vangstkans te vergroten kan het fuiknet worden voorzien van een vleugel aan elke kant van de opening, waardoor paling of andere vis naar de opening worden geleid. Een variatie hierop is een fuiknet voorzien van één enkele vleugel centraal in het verlengde van de opening waarbij het fuiknet dwars op de stroomrichting wordt geplaatst met de vleugel naar de oever gericht wat toelaat om zowel opwaarts als afwaarts migrerende vis te vangen. Ook kan men hiervoor gebruik maken van een schietfuik, die bestaat uit 2

fuiknetten die verbonden zijn met een vleugel. Deze kan men ofwel met het ene fuiknet tegen de stroomrichting en het andere met de stroomrichting mee plaatsen ofwel allebei dwars op de stroomrichting. Om de weerstand van de netten tegen de stroming te verlagen zijn enkel de maaswijdtes in de punt van het net voldoende klein om ontsnapping van de vis te beletten.

2.2.4.2 *Stuwnetten*

Net zoals de hamen- of telanetten die voor glasaal worden gebruikt, zijn dit grote conische netten die in het midden van de stroming worden verankerd (met staken, een anker of bevestigd aan een boot) en een groot volume van het water filteren. Ze hebben een grote opening, eventueel bevestigd aan een frame en kunnen voorzien zijn van een aantal trechters om de vis vast te houden en eventueel ook van een aantal beugels om het net open te houden bij lagere stroomsnelheden. Hun gebruik is evenwel vrij arbeidsintensief en ze zijn zeer vatbaar voor verstopping met organisch materiaal en afval.

2.2.4.3 *Stuwvisserij*

Dit zijn permanente vangstconstructies die langs de oever of aan een stuw worden opgesteld om grote hoeveelheden zilverpaling te kunnen vangen en is (was) o.a. in gebruik in Canada, Ierland en Duitsland. De volledige of een gedeelte van de stroom wordt hierbij afgeschermd waarbij de paling naar de vangstconstructie wordt geleid. De vangst kan gebeuren met behulp van netten, kooien of vangstschermen. In het laatste geval wordt de waterstroming over een horizontaal, lichtjes hellende rooster geleid waardoor de paling uit het water wordt gezeefd en in een opvangbak verzameld. In Frankrijk wordt momenteel met dergelijke vallen geëxperimenteerd in het kader van de zilverpalingmonitoring ter berekening van het ontsnappingspercentage (Legault & Der Mikaelian, 2015). Allerlei constructies die in waterlopen werden geïnstalleerd ten behoeve van wateronttrekking (bv. pompgemalen en koelwatersystemen) fungeren ongewild als val voor paling en andere vis en hebben aldus enig monitoringspotentieel.

2.2.4.4 *Bootvisserij*

In rivieren wordt hiervoor soms een ankerkuil ingezet. Dit is een tot 40 m groot trechtersvormig visnet dat aan de voorzijde wordt opgehouden door een rechthoekig raam (tot 12 bij 6 m) en dat langs zij een in de rivier verankerd vaartuig tegen de stroomrichting in gekeerd in positie gehouden wordt. Soms is het uiteinde voorzien van een 3-5 m lange fuikachtige constructie.

2.2.5 Zilverpalingmonitoring in de buurlanden

Er zijn slechts zeer weinig permanente zilverpalingmonitoringsstations in Europa en de meeste maken hierbij gebruik van fuik- of stuwvisserij (Dekker, 2005). Een overzicht van de in het kader van de Palingverordening in Europa gehanteerde methoden voor zilverpalingmonitoring is terug te vinden in ICES (2008). Naast indirecte methoden die gebruik maken van visserijstatistieken en/of modellering wordt bij het inschatten van de zilverpalinguittrek op basis van effectieve vangsten meestal gebruik gemaakt van stuwvisserij met behulp van netten of vallen (ICES, 2008; 2014). Daarnaast wordt ook steeds vaker gebruik gemaakt van vangst/hervangst methoden (o.a. op basis van PIT-telemetry) en automatische detectiesystemen (o.a. DIDSON, ICHTYOS, ARIS technologie) om het ontsnappingspercentage aan zilverpaling in te schatten.

In Nederland wordt de monitoring van zilverpaling op de belangrijkste migratieroutes uitgevoerd in de periode september-november door beroepsvissers die daarvoor gebruik maken van (schiet)fuiken en/of een ankerkuil (Griffioen & Kluijs, 2013; van Keeken & Glorius, 2015). De fuiken worden in de onderzochte periode permanent uitgezet en eenmaal per week gelegeerd waarbij de gevangen palingen (en bijvangst) worden geteld en minstens 75 palingen per locatie worden opgemeten. De identificatie zilverpaling-rode/gele aal laat men over aan de ervaring van de vissers, er worden hiervoor geen specifieke morfometrische metingen verricht. De ankerkuil (40 m lang met een opening van 11 m breed en 5 m hoog) werd ingezet op één locatie in de Rijn. Deze werd slechts één keer per week 's avonds neergelaten en de volgende morgen gelicht waardoor de totale hoeveelheid gevangen paling dan ook beduidend minder was. Momenteel wordt enkel nog gebruik gemaakt van grote fuiken en schietfuiken. De bemonstering van 7 locaties gedurende 3 maanden kost de Nederlandse overheid ongeveer € 90.000 (betalingen aan vissers) + € 25.000 (project management IMARES) (pers. meded. Martin de Graaf, WUR).

In het noorden van Frankrijk wordt zilverpaling gemonitord door medewerkers van de Fédérations Départementale Pêche tijdens september/oktober waarvoor men per waterlooptransect éénmalig elektrovisserij toepast, ofwel al

wadend (in ondiepe - <60 cm - waterlopen) ofwel met behulp van een boot (Fauconnet, 2010). Van alle gevangen palingen worden naast lengte en gewicht ook specifieke morfometrische metingen verricht en wordt een inschatting gemaakt van de gezondheidstoestand (kwetsuren, parasieten, etc.). Aangezien elektrovisserij geen precieze densiteitsschattingen toelaat, is er voor de diepere waterlopen ook geëxperimenteerd met het gebruik van specifieke fuiken (nasse: fuik met 2 openingen), maar in vergelijking met elektrovisserij waren de opbrengsten veel lager (Fauconnet, 2013). In sommige waterlopen kon wegens een hoge geleidbaarheid geen elektrovisserij worden uitgevoerd. Overigens wordt in Frankrijk, net zoals in België de hoeveelheid uittrekkende zilverpaling modelmatig geschat op basis van densiteitsschattingen aan gele paling (Briand et al., 2015).

2.2.6 Reeds gebruikte technieken in de IJzer

Denayer en Belpaire (1992b) hebben in het IJzerbekken (Stenensluisvaart en IJzer t.h.v. Blankaart en Nieuwpoort) reeds een verkennend onderzoek uitgevoerd naar de efficiëntie van een aantal vangstmethodes voor zilverpaling in het kader van het opvolgen van de evolutie van de palingbestanden. Zij maakten gebruik van schietfuiken met diverse positionering ten opzichte van elkaar en de stroomrichting, eventueel in combinatie met een dwarsnet, of van dubbelvleugelige fuiken. De fuiken werden gedurende enkele uren 's nachts uitgezet tijdens de periode september-november. Met een tweevleugelige fuik werd meer paling gevangen dan met 2 opeenvolgende schietfuiken. De met behulp van gemerkte palingen vastgestelde vangstefficiëntie van deze laatste methode bleek slechts 7,7% te bedragen. Zilverpalingmonitoring in de IJzer (Nieuwpoort) door middel van een dwarsnet in combinatie met een schietfuik bleek technisch niet realiseerbaar vanwege de te hoge stroomsnelheden tijdens laagwater (opening spuien Ganzepoot). Er werd geadviseerd om hiervoor best een locatie te kiezen waarlangs alle migrerende zilverpaling uit het IJzerbekken passeert, die minder onderhevig is aan sterke stroomsnelheden en die bovendien volledig kan afgespannen worden met de vleugels van een grote tweevleugelige fuik. Voor het Blankaartbekken werd de inrichting van een permanent monitoringsstation voor het pompgemaal op de Stenensluisvaart met behulp van fuiken aangeraden.

Bovendien bleek uit de studie dat de migratie van zilverpaling in het IJzerbekken massaal en op korte tijd plaatsvindt ogenschijnlijk sterk gestimuleerd door de hoeveelheid neerslag en de daaruit voortvloeiende werking van de pompen om de polders te ontwateren.

2.2.7 Kosten/baten analyse

De monitoring van de zilverpalinguittrek wordt algemeen aanzien als het moeilijkste onderdeel van het Palingbeheerplan. Zilverpalingen migreren meestal in onvoorspelbare piekmomenten tijdens perioden wanneer de bemonstering bemoeilijkt wordt door hoge stroomsnelheden en de aanwezigheid van veel organisch materiaal (ICES, 2008).

De efficiëntie van een gerichte zilverpalingmonitoring hangt af van drie belangrijke criteria: locatie, tijdstip/frequentie van bemonsteren en vangstmethode. De diverse invulling van deze criteria zal het succes en de relevantie van de monitoring in sterke mate bepalen.

Wat de plaats betreft kan men kiezen voor één locatie die representatief is voor een zo groot mogelijk gebied. Doorgaans ligt zo'n locatie laag in het stroomgebied waarbij hogere stroomsnelheden (eventueel in combinatie met een hogere vuilvracht) de keuze van de vangstconstructies en incubatietijd sterk zullen beperken. In het stroomgebied van de IJzer zou dit een locatie in de getijgeul of ergens in de toevoerkanalen (met als belangrijkste de IJzer zelf) net stroomopwaarts het spuicomplex van de Ganzepoot kunnen zijn. Men kan evenwel opteren om een aantal locaties hogerop in het stroomgebied (bv. enkele zijriviertjes van de IJzer) te bemonsteren die tezamen een representatief beeld geven van de zilverpalingmigratie uit een bepaald gebied.

In onze contreien lijkt de herfst de beste periode om zilverpalinguittrek te monitoren ondanks het feit dat voordien reeds een aanzienlijk deel van de zilverpalingen richting zee kan zijn weggetrokken (Buysse et al., 2015a). Het is moeilijk te voorspellen wanneer precies de migratiepiek zal plaatsvinden, ze wordt o.a. getriggerd door plotse debietsverhogingen (perioden van neerslag). De monitoring wordt dan ook best over een ruimere periode gespreid, bv. gedurende de maanden september tot en met november (naar analogie met Nederland). Ook de monitoringsfrequentie gedurende deze periode bepaald in sterke mate de kans om de migratiepiek al dan niet te capteren. Idealiter blijven de vangstconstructies permanent geïnundeerd waarbij ze bijvoorbeeld één- tot tweemaal per week worden geleegd.

Beide voorgaande criteria spelen een doorslaggevende rol bij de keuze van de vangstmethode. Op basis van de literatuur blijkt dat fuikvisserij (ook de ankerkuil is in feite een grote fuik) het meest wordt toegepast in onze contreien.

In hetgeen volgt worden drie mogelijke zilverbalingmonitoringsscenario's voorgesteld.

2.2.7.1 Zilverpalingmonitoring in de getijgeul van de IJzer of net stroomopwaarts de Ganzepoot

Een gerichte zilverbalingmonitoring in de getijgeul van de IJzer heeft het voordeel de uittrek van het gehele IJzerbekken te capteren. Gezien zilverbaling doorgaans 's nachts migreert bij hogere stroomsnelheden zou de bemonstering het best bij afgaand getij gedurende de nacht worden uitgevoerd. De monitoring zal slechts een (klein) gedeelte van de getijgeul kunnen omvatten. De dimensies van de getijgeul in combinatie met te sterke stromingen en passage van schepen maken een bemonstering die de ganse breedte dekt (met hogere vangstkans) quasi onmogelijk.

Naar analogie met de fuikvisserij die INBO in het kader van de KRW vismonitoring in de IJzermonding reeds uitvoert (Breine & Van Thuyne, 2013) zou deze monitoring kunnen geschieden met een serie schietfukken of dubbelvleugelige fukken die men bij laagtij aan de laagwaterlijn plaatst. De efficiëntie van deze methodiek voor zilverbalingbemonstering lijkt evenwel eerder beperkt gezien enkel de litorale zone wordt bevestigd terwijl zilverbaling mogelijk de centrale (diepere) zone met hogere stroomsnelheden verkiest. Omwille van deze reden kan worden gezocht naar geschikte locaties stroomopwaarts het Ganzepootcomplex in de IJzer en/of de andere kanalen. De geschiktheid van de locatie hangt dan af van 1. de bereikbaarheid in combinatie met een laag risico op vandalisme, 2. de mogelijkheid om aan beide oevers fukken te plaatsen zodat de gehele breedte kan bemonsterd worden en 3. de lokale condities inzake stroomsnelheden, vuilvracht en (recreatieve) scheepvaart.

De fuikvisserij kan eventueel aangevuld worden met ankerkuilvisserij in de pelagiale zone van de getijgeul. Om niet te interageren met de lokale scheepvaart lijkt hiervoor een locatie net stroomafwaarts de brug van de N34 het meest aangewezen. Lokale expertise inzake ankerkuilvisserij is in België niet (meer) voorhanden. In het kader van de bovenvermelde KRW vismonitoring wordt ankerkuilvisserij evenwel reeds door INBO toegepast waarvoor beroep wordt gedaan op een Nederlandse beroepsvisser die hiervoor ongeveer € 8.000 /dag aanrekent (pers. meded. Jan Breine, INBO). De methode wordt evenwel als weinig efficiënt geacht gezien de hoge werkingskost wat ongetwijfeld de bemonsteringsfrequentie negatief zal beïnvloeden.

2.2.7.2 Zilverpalingmonitoring in de polders

In plaats van te trachten de hoofdwaterloop (de IJzer) te bemonsteren, en geconfronteerd te worden met alle technische beperkingen die daarmee doorgaans gepaard gaan (zie Denayer & Belpaire, 1992b), kan geopteerd worden om de zilverbalingmigratie in een aantal representatieve deelbekkens op te volgen. De beperktere dimensies van de desbetreffende waterlopen laat het afschermen van de volledige waterweg toe waardoor de vangstefficiëntie toeneemt. Het benodigde materiaal, de werklast en de kostprijs van deze strategie zal evenredig toenemen met het aantal monitoringslocaties en deelbekkens welke men wenst te bemonsteren waarbij dezelfde voorwaarden inzake geschiktheid van de bemonsteringslocaties gelden als hierboven vermeld. Vangstgegevens van fuikvisserij uit de VIS databank van het INBO kunnen de keuze voor geschikte polderwaterlopen mee helpen bepalen (zie o.a. Van Thuyne & Belpaire, 2015).

2.2.7.3 Zilverpalingmonitoring in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht

Het opvolgen van de zilverbalinguittrek in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht kan mogelijk fungeren als een valabel alternatief voor voorgaande monitoringsstrategieën. Deze locatie heeft een aantal niet te miskennen voordelen ten opzichte van andere locaties die het bijzonder geschikt maakt als vast monitoringsstation. Het is vlakbij de IJzermonding gelegen en aldus representatief voor een groot gedeelte van het IJzerbekken dat bovendien in het (recente) verleden nog bijzonder productief bleek te zijn wat betreft het palingbestand (Denayer & Belpaire, 1992b). Dit kanaal is eerder beperkt qua afmetingen en bovendien afgeschermd voor het publiek waardoor technische beperkingen er minder uitgesproken zijn en er minder kans is op vandalisme. De aanwezigheid van het pompgebied zorgt voor een afscherming van de vuilvracht waardoor er minder problemen met verstopping en drift van de fukken worden verwacht. Ook het pompgebied zelf biedt mogelijkheden om zilverbalinguittrek te meten door het bevestigen van 1 of meer spui-fukken (verbonden met een groot leefnet) ter hoogte van de gravitaire afvoerkanaalen. Tenslotte leent deze locatie er zich ook toe om effecten van een verbeterde glasaalmigratie (zie 2.3.5) op de palingbestanden in de achterliggende polders te evalueren. Ook kunnen effecten van de pompwerking

op de migratie en overleving van zilverpaling en beleidsmaatregelen ter verhoging van het uittreksucces er worden geëvalueerd.

2.2.8 Conclusie

Er is nood aan bijkomend onderzoek om de meest geschikte locatie in de IJzermonding en de meest efficiënte vangstmethode (o.a. op basis van vangst/hervangst) te kunnen bepalen in functie van het inschatten van de zilverpalinguittrek. In dit opzicht heeft het Veurne-Ambachtkanaal potentieel als permanent monitoringsstation ter bepaling van de jaarlijkse zilverpalinguittrek uit de polders.

2.3 In- en uittrek van paling in de Grote Beverdijkvaart

2.3.1 Situering

De Grote Beverdijkvaart bleek in het verleden één van de belangrijkste opgroeilocaties voor paling te zijn in het IJzerbekken (Denayer & Belpaire, 1992b). Samen met de Koolhofvaart staat deze waterloop in voor een groot deel van de afwatering van de polder Noordwatering van Veurne (26.336 ha). De afvoer wordt geregeld met een pompemaal (Veurne-Ambacht, capaciteit 27,5 m³/s) dat overtollig water loost in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (ook wel Veurne-Ambachtvaart, Noordvaart, Slijkvaart of Perskanaal genoemd) dat vervolgens via spuisluizen aan de Ganzepoot de IJzer en de Noordzee bereikt (Figuur 4). Uit voorgaand onderzoek (Vught et al., 2015) blijkt dat de afvoer van water door dit gemaal grotendeels gravitair gebeurt. De pompen worden slechts sporadisch gebruikt (gemiddeld 6,5% van de tijd) maar de maximale pompwerking overlapt evenwel grotendeels met de migratiepiek van zilverpaling. Gezien het gemaal van het propellertype is, wat een hoge mortaliteit veroorzaakt bij vissen, in het bijzonder paling (Buysse et al., 2014), wordt het pompemaal aanzien als een belangrijk migratieknelpunt voor stroomafwaarts trekkende vis. Ook voor de stroomopwaartse migratie van glasaal vormt dit pompemaal een knelpunt. Bij gelijke waterstand tussen het perskanaal en de polders en tijdens het verpompen van water wordt stroomopwaartse migratie verhinderd door gesloten terugslagkleppen. Enkel tijdens gravitaire lozing op momenten met een zwakke aanvoer vanuit de polder zou glasaal dit knelpunt eventueel kunnen passeren.



Figuur 4 Situering van het studiegebied. Het pompemaal van Veurne-Ambacht (rode ster) regelt de afwatering van de Koolhofvaart en de Grote Beverdijkvaart. Overtollig polderwater wordt bij afgaand getij doorheen het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (Perskanaal) via het spuicomples van de Ganzepoot in de getijgeul van de IJzer geloosd.

Tijdens voorbereidend onderzoek werden reeds een aantal opties gesuggereerd om de passeerbaarheid van dit migratieknelpunt voor glas- en zilverbaling te verhogen. In het huidige rapport worden concrete voorstellen verder uitgewerkt en wordt nagegaan of de aan het pompemaal aanwezige vangstkooien nog kunnen ingezet worden voor de monitoring van zilverbaling.

2.3.2 Werking pompemaal

Het Veurne-Ambachtgemaal (Figuur 5) in Nieuwpoort heeft een capaciteit van 27,5 m³/s en bemaalt een gebied van ongeveer 20.000 ha via de Grote Beverdijkvaart en de Koolhofvaart. Het bestaat uit zeven aanvoerkanalen waarvan de middelste vijf voorzien zijn van een elektrisch aangedreven axiale propellerpomp met een nominaal debiet van 5,5 m³/s. Daarnaast heeft het gemaal aan elke zijde een gravitair afvoerkanaal dat aan de stroomafwaartse uitstroomopening ontdubbeld wordt (Figuur 5). Alle uitstroomopeningen zijn voorzien van spuischuiten met daarvoor een terugslagklep om een eventuele terugloop van water te verhinderen. Aangezien de operatietijd om de schuiten te openen minstens 20 minuten bedraagt, worden de spuischuiten standaard continu opengesteld en zijn ze in feite niet functioneel.



Figuur 5 Zicht op de stroomopwaartse zijde van het pompgemaal op het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (links) en schematisch grondplan van dit pompgemaal (rechts). (foto © 2016 INBO).

2.3.3 Verbeteren stroomopwaartse migratie

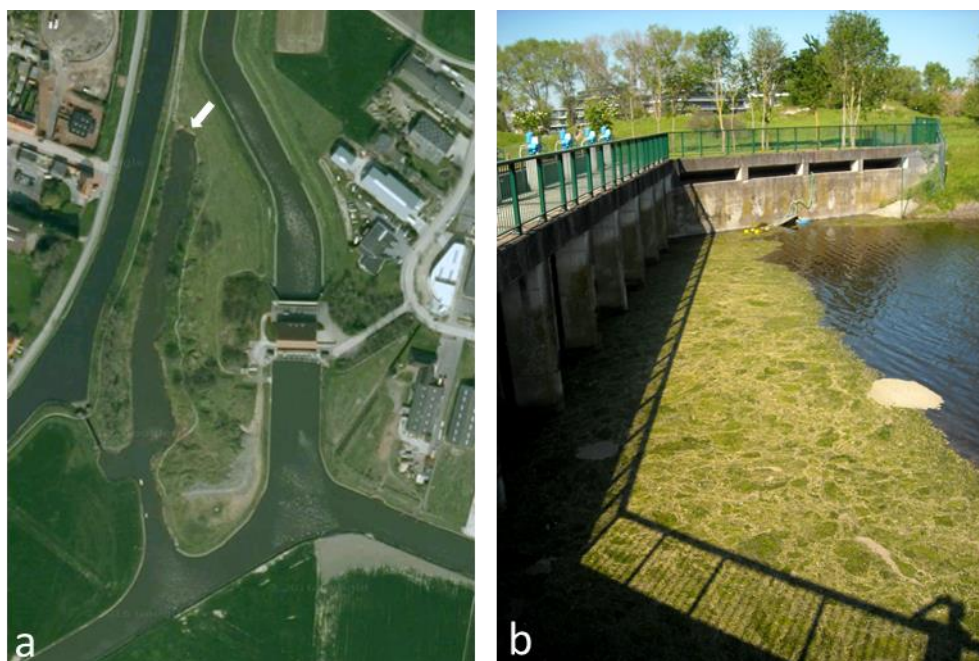
2.3.3.1 *Openen van één of meerdere terugslagkleppen in de uitstroomopeningen*

Glasaal die aan de Ganzepoot via omgekeerd spuibeheer binnenkomt, kan slechts in beperkte mate het Veurne-Ambachtgemaal passeren via de gravitaire afwateringskanalen en dit enkel tijdens perioden van zwakke aanvoer van polderwater. Tijdens perioden met gelijk peil verhinderen de terugslagkleppen de vrije doorgang. Lekkage doorheen deze kleppen wordt gezien de recente vervanging ervan ongeveer 5 jaar geleden als onbestaande beschouwd (pers. meded. Annemie Vermeulen, VMM). Het geforceerd openen van één of meerdere terugslagkleppen in de gravitaire afwateringskanalen tijdens de periode van glasaalmigratie biedt aldus een mogelijkheid om de doorgang van glasaal en andere trekvissen (o.a. driedoornige stekelbaars) te verbeteren. Vanuit het beheer van de polders en het pompgemaal is hiertegen enige weerstand, enerzijds vanwege de vrees voor verzilting en te hoge waterstanden in de polders en anderzijds vanwege het mogelijk verstoppingen en beschadigen van de pompen door meedrijvend materiaal (Figuur 6) waarvoor technische ingrepen (plaatsing afschermroosters) noodzakelijk zullen zijn. Om mogelijke problemen met vuilvracht te vermijden zou de permanente opening van één of meerdere terugslagkleppen in de gravitaire afvoerkanalen worden beperkt tot de voornaamste intrekperiode (februari/mei) en zou men de bijhorende afsluitklep(pen) manueel of automatisch kunnen sluiten in het geval de peilen in het perskanaal gelijk of hoger komen te staan dan in de polder om de terugstroom van water te verhinderen. Enige voorzichtigheid is hierbij evenwel geboden omdat de werking van de kleppen niet is berekend op dergelijke werkingsfrequentie gezien ze enkel dienden te functioneren onder noodomstandigheden.

2.3.3.2 *Verhogen gravitaire afvoer via aantakken nevengeul*

Vanuit het polderbeheer wordt eerder gepleit om de intrek van glasaal langs alternatieve routes te bevorderen in plaats van technische aanpassingen aan het pompgemaal zelf uit te voeren. Vóór de bouw van het Veurne-Ambachtgemaal zorgden 2 schotbalkconstructies op de Grote Beverdijkvaart en de Koolhofvaart voor de gravitaire ontwatering van de polder. Deze boden samen een totale lozingsbreedte van 16 m, equivalent aan de lozingsmogelijkheid van de 8 uitwateringssluizen (2 m per sluis) aan de Ganzepoot. Door de bouw van het Veurne-

Ambachtgemaal werd de toenmalige gravitaire lozingsbreedte verkleind tot 6 m (2,5x minder dan voorheen). Door het verbinden van een oude arm van de Koolhofvaart met het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (Figuur 6a) kan de gravitaire afvoer opnieuw worden verhoogd. Deze maatregel zit trouwens reeds vervat als een actiepoint (A 12) in het Bekkenbeheerplan van de IJzer waarvan de implementatie werd begroot op € 1.000.000 (VMM, 2009). De huidige ligging van de nevengeul is evenwel niet bijster geschikt om te kunnen functioneren als alternatieve migratieroute omwille van de te verafgelegen instroomopening ten opzichte van het pompghemaal (Vught et al., 2015). Om de stroomafwaarts migrerende zilverbalingen te lokken dient deze nevengeul aldus te worden ingericht als primair gravitair afvoerkanaal en/of dient de instroom dichter bij het pompghemaal te liggen. Met behulp van een hydraulisch model moet bovendien worden ingeschat hoe groot de uitstroomopening van deze nevengeul dient te zijn om een maximale gravitaire afwatering van de polder te bekomen. De aantakking met het Afvoerkanaal zou best worden voorzien van terugslagkleppen die standaard open staan en enkel worden gesloten met hydraulische kleppen op momenten van verpompen.



Figuur 6 (a) De nevengeul ten westen van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (zie witte pijl), bij aantakking een mogelijke alternatieve vismigratieroute, (b) aanwezigheid van door de wind bijeengedreven vuilvracht, in dit geval voornamelijk bestaande uit drijvende groenwieren (*Ulva*, *Enteromorpha*), aan de stroomopwaartse zijde van het pompghemaal (13 mei 2016). (Kaartgegevens ©2015 Google, foto © 2016 INBO)

2.3.3.3 Plaatsing palinggoten

Met behulp van deze lange hellende goten kan glasaal kruipend een migratiebarrière passeren. Deze goten zouden in het Afvoerkanaal op beide oevers aan de stroomafwaartse zijde van het pompghemaal kunnen worden geplaatst en glasaal zou eventueel via de aanwezige noodriolen naar de polder kunnen worden geleid. De passage van glasaal kan gestimuleerd worden met een lokstroom die wordt gecreëerd door polderwater via een pomp over de goot te laten stromen. Bij hoge afvoer via de gravitaire afvoerkanaalen zou de efficiëntie van de palinggoten evenwel sterk kunnen verminderen.

2.3.3.4 Kennishiaten

Vooraleer een bepaalde beleidskeuze te kunnen maken in het passeerbaar maken van dit gemaal voor glasaal dient evenwel bijkomende kennis te worden vergaard omtrent de potentie van het perskanaal als migratieroute naar de achterliggende polders (zie 2.3.5). Deze kennis zal mee het draagvlak helpen vergroten bij de gebruikers/beheerders van deze waterlopen om het huidige beheer aan te passen aan de noden van de paling.

2.3.4 Verbeteren stroomafwaartse migratie

2.3.4.1 Afscherming en geleiding nevengeul

De eventuele aantakking van de nevengeul voor het bevorderen van de glasaalintrek zou tevens ook kunnen fungeren als een alternatieve migratieroute voor zilverbaling, een mogelijkheid reeds gesuggereerd door Denayer & Belpaire (1992b). Een afscherming van het gemaal en een geleiding naar de nevengeul dient hierbij voorzien te worden. In het verleden is er een installatie ontworpen (kostprijs € 372.000) om te verhinderen dat de stroomafwaarts migrerende vissen in het pompgemaal terecht zouden komen. Deze installatie bestaat uit drie lampenschermen die voor de centrale instroomopeningen konden worden geplaatst om de doorgang van vissen te verhinderen en 2 grote zijdelings geplaatste vangstkooien om de afgeschrikte vissen in op te vangen (Figuur 7). Deze kooien hebben een dimensie van ongeveer 3,5x3,5x2 m. Voor zover bekend is het gebruik van deze installatie echter nooit verder geraakt dan de testfase, vooral omwille van verstoppingsproblemen. De wanden van deze kooien bestaan uit een fijnmazig net (maaswijdte 0.5 cm) en zijn dus onderhevig aan een snelle obstructie door allerlei drijvend materiaal waardoor de aanvoer van water tijdens het verpompen sterk in het gedrang kwam wat tot schade van de pompen kon leiden. Bovendien komt de dimensionering van de installatie de gebruiksvriendelijkheid niet ten goede en is de plaatsing ervan in de huidige context een technisch (en duur) huzarenstukje. Dit systeem, voor zover nog functioneel, lijkt ons dan ook niet (meer) geschikt om ingezet te kunnen worden voor de monitoring van zilverbalinguittrek ter hoogte van het pompgemaal.



Figuur 7 Afschrik- en vangstinstallatie voor vis ontworpen voor het pompgemaal van Veurne-Ambacht (toestand anno 2015). (foto © 2015 INBO)

2.3.4.2 Installatie van visvriendelijke pompen

De vervanging van 1 pomp door een visvriendelijke pomp en deze prioritair te gebruiken bij verhoogde afvoer zou de ongeschonden passeerbaarheid van zilverbaling sterk kunnen verhogen.

2.3.4.3 Kennishiaten

Ook wat betreft de uittrek van zilverbaling beschikken we over weinig concrete monitoringsgegevens en dient een gerichte monitoringscampagne vast te stellen hoeveel zilverbaling het pompgemaal kan passeren onder verschillende beheeropties. Een vergelijkende studie tussen de hoeveelheden en mortaliteit van zilverbaling die passeert via de gravitaire afvoerkanalen en/of via de pompen dringt zich op vooraleer bepaalde beleidskeuzes kunnen worden gemaakt. Het perskanaal is daarenboven ons inziens uitermate geschikt voor een permanente opvolging van de zilverbalinguittrek uit de polder van de Noordwatering van Veurne (zie 2.2.7.3).

2.3.5 Onderzoek van de glasaalmigratie doorheen het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht

2.3.5.1 Aanleiding

De IJzermonding in Nieuwpoort is een belangrijke intrekroute voor glasaal in Vlaanderen. De Ganzepoot, een sluizencomplex in de achterhaven van Nieuwpoort, fungeert niet alleen als een fysische barrière die de intrek van glasaaltjes naar de poldergebieden verhindert, maar mogelijks ook als een fysiologische barrière omwille van de onnatuurlijk scherpe zoet/zout overgang.

Door middel van omgekeerd spuibeheer, waarbij de spuisluizen niet volledig worden afgesloten bij opkomend tij, poogt men de intrek van glasaaltjes ter hoogte van de sluizen te verhogen (Mouton et al., 2009, 2010, 2013). Er is evenwel nauwelijks onderzoek uitgevoerd naar de overleving en het gedrag van de glasaal eenmaal ze de spuisluizen van de Ganzepoot zijn gepasseerd. De ingestroomde glasaaltjes komen vrij abrupt in een zoetwateromgeving zonder getijden terecht. Door het ontbreken van passief getijtransport wordt verondersteld dat de glasaal in het perskanaal (snel) dient te transformeren naar een actief zwemmend (gepigmenteerd) stadium om in staat te zijn verder te migreren. Dit kan gepaard gaan met energieverliezen en gedragsveranderingen die hun verdere stroomopwaartse migratie kunnen beperken of zelfs stopzetten (Edeline et al., 2005; Edeline et al., 2006; Du Colombier et al., 2007). Er zijn dan ook geschikte schuilplaatsen nodig in het afvoerkanaal om zich te verschuilen tegen predatoren, om zich te voeden en om te verhinderen dat ze bij de volgende piekafvoer weer naar zee worden gespoeld. In het Leopoldkanaal waar de overleving en verdere migratie van via omgekeerd spuibeheer binnengebrachte glasaaltjes ter hoogte van de haven van Zeebrugge enigszins werd onderzocht, werd stroomopwaarts het spuicomplex slechts 1 glasaaltje terug gevangen (Buysse et al., 2015b).

2.3.5.2 Doelstelling

Het geplande onderzoek dient de overleving en het migratiegedrag van glasaal, die door middel van omgekeerd spuibeheer het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht via de spuiconstructie aan de Ganzepoot binnenkomt, na te gaan ter ondersteuning en verbetering van het terplekke gevoerde spuibeheer in functie van de glasaalintrek te Nieuwpoort.

2.3.5.3 Studiegebied

Het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (Figuur 4, Figuur 8d,e) is ongeveer 800 meter lang en wordt aan de noordzijde begrensd door een spuiconstructie ter hoogte van de Ganzepoot (Figuur 8a-c) en aan de zuidzijde door het pompgemaal van Veurne-Ambacht (Figuur 8f). Het stuwt overtollig polderwater afkomstig van de Grote Beverdijkvaart en de Koolhofvaart op dat vervolgens tijdens afnemend getij in de achterhaven van Nieuwpoort wordt geloosd.

De oevers van het kanaal zijn verstevigd met stortstenen die gefixeerd zijn met een ijzeren net (schanskorven). Submerse en emergente (riet) vegetatie ontbreekt en de bodem bestaat grotendeels uit slib met hier en daar steenpuin (Figuur 8b,c,d). De spuiconstructie aan de Ganzepoot bestaat uit 8 spuien waarvan de afvoer wordt geregeld door middel van afsluitkleppen (Figuur 8c). Het Veurne-Ambachtgemaal (Figuur 8f) heeft zeven aanvoerkanalen waarvan de middelste vijf voorzien zijn van een elektrisch aangedreven axiale propellerpomp. Polderwater wordt gravitair afgevoerd langs de zijdelingse aanvoerkanalen die aan de uitstroomopening elk worden ontdebeld (Figuur 5). Alle 9 uitstroomopeningen zijn voorzien van spuischuiven met daarvoor een terugslagklep om een eventuele terugloop van water te verhinderen.



Figuur 8 Overzicht van het studiegebied met (a) de stroomafwaartse zijde van de spuiconstructie van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht aan de Ganzepoot tijdens laagtij waarbij polderwater wordt afgevoerd, (b-c) de stroomopwaartse zijde van de spuiconstructie tijdens springtij, (d) het Afvoerkanaal stroomopwaarts van de spuiconstructie tijdens springtij, (e) het Afvoerkanaal stroomafwaarts het pompgebouw en (f) de stroomopwaartse zijde van het pompgebouw van Veurne-Ambacht. (foto © 2009/2013 INBO)

2.3.5.4 Bestaande kennis

De glasaalaanvoer aan de IJzermonding is sinds 1980 gedecimeerd en bedraagt tegenwoordig minder dan 1% van de waargenomen densiteiten in de periode vóór 1980 (Figuur 3). Sinds 2001 wordt er aan het glasaalmonitoringsstation te Nieuwpoort (Iepersas) gedurende het gehele migratieseizoen (februari-mei) in totaal doorgaans minder dan 1 kg meer gevangen, enkel in 2007 en recentelijk in de periode 2012-15 werden weer iets meer glasalen gevangen (max. 6,7 kg in 2014) (Belpaire et al., 2016). De migratiepiek kan van jaar tot jaar variëren maar situeert zich doorgaans tussen 15 maart en 15 april. Mouton et al. (2009) onderzochten de spatio-temporele variatie van glasaaldensiteiten in de Ganzepoot. Uit de studie bleek dat de glasaaldensiteiten in de waterkolom van de achterhaven (kom Ganzepoot) 's nachts beduidend hoger waren dan overdag en een piek vertoonden in het

laatste uur voor hoogtij. Er wordt verondersteld dat de glasalen het estuarium binnendringen via passief getijtransport en zich ter hoogte van de spuisluisen min of meer actief accumuleren, schijnbaar aangetrokken door diffuse zoetwaterlokstromen doorheen openingen en kieren van de spuiconstructies. Er bleken geen significante dichtheitsverschillen te bestaan tussen de verschillende spuicomplexen enerzijds en de verschillende oevers van elk afzonderlijk spuicomplex anderzijds. Het stenige substraat van de bodem vlak vóór de spuiconstructies zou mogelijks enige bescherming bieden tegen drift die zou kunnen ontstaan tijdens het spuien in perioden van waterafvoer. Verder onderzoek in de IJzer heeft aangetoond dat de migratie van glasaaltjes sterk wordt bevorderd door het rond hoogtij beperkt (20 cm) openen van 1 tot enkele spuisluisen en dit zonder risico op permanente verzilting van de polders (Mouton et al., 2009, 2010, 2013). Migratie van glasaal doorheen de kieren van de spuiconstructie op de IJzer bleek zo goed als nihil te zijn (Mouton et al., 2009) terwijl deze doorheen de gesloten (maar oude) sluisdeuren van het Iepersas eertijds evenwel als zeer significant werd beschouwd (Denayer & Belpaire, 1992a).

2.3.5.5 Onderzoeksvragen

1. Kan omgekeerd spui-beheer de hoeveelheid optrekkende glasaal in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht significant verhogen?
2. Is de glasaal die wordt binnengelaten in staat om het pomp-gemaal te bereiken?
3. Hoe kan de passeerbaarheid van het pomp-gemaal voor optrekkende glasaal worden verbeterd?
4. Is omgekeerd spui-beheer mogelijk zonder gevaar voor verzilting van de achterliggende polders?

2.3.5.6 Aanpak

Het onderzoek spitst zich toe op het in kaart brengen van de glasaalintrek en de zoutwaterinrusie in het Afvoerkanaal en de polder onder huidige (= referentie, zonder omgekeerd spui-beheer) en toekomstige (met omgekeerd spui-beheer) omstandigheden.

In 2016 (geen omgekeerd spui-beheer) en 2017 (minstens 2 gedeeltelijk (20 cm) geopende schuiven tijdens elk opkomend tij) wordt 1. de migratie van glasaal doorheen het Afvoerkanaal gedurende 8-12 weken gemonitord en 2. de eventuele zoutinrusie in het Afvoerkanaal en de polders permanent opgevolgd. Indien de aanwezigheid van glasaal niet kan worden aangetoond ter hoogte van het pomp-gemaal kan in een latere fase het eventuele terugspoelen van de glasaal doorheen de spuien bij laagtij nog worden onderzocht.

2.3.5.7 Methoden

Om de vangstkans te maximaliseren werd de in- en doortrek van glasaal doorheen het Afvoerkanaal met diverse vangsttechnieken onderzocht:

- met behulp van 6 glasaalfuiken (Figuur 9a) die tussen 04/03 en 22/04/2016 permanent op de bodem werden verankerd: 1 langs elke oever ter hoogte van de spuiconstructie, 1 langs elke oever ongeveer halverwege het kanaal en 1 langs elke oever ter hoogte van het pomp-gemaal (Figuur 11).
- met behulp van 18 drijvende substraten van kunststof (ijzeren frame van 50x50x20 cm gevuld met Enkamat nylon stabilisatiematten, Figuur 9b), die tussen 04/03 en 27/05/2016 permanent per 3 werden geïnundeerd op dezelfde plaatsen waar de glasaalfuiken werden geplaatst. Als referentie werden er ook substraten uitgehangen op een locatie in de Ganzepoot (steiger Dive Star) en de IJzer (aan privésteiger recht tegenover steiger Yser Star).
- met behulp van 4 kruisnetten (opp. 1 m², Figuur 9c) waarmee van 11/03 tot 30/04/2016 eenmaal per week de glasaal ter hoogte van elke spui-uitgang van het pomp-gemaal 's nachts werd bemonsterd. De bemonsteringen werden steeds uitgevoerd rond hoogtij en duurden telkens ongeveer 2 uur. Elke spui-uitgang werd 4 keer bemonsterd en per bemonstering werden de netten gedurende 10 minuten geïnundeerd vooraleer ze werden opgetrokken.

- met behulp van 2 palinggoten (Figuur 9d) die werden geplaatst op 03/03/2016, 1 aan elke zijde van het Veurne-Ambacht pompgemaal, voorzien van een opvangbak en bekleed met een substraat bestaande uit aan de ene zijde fijne en aan de andere zijde grove borstels, die tot 27/05/2016 continu werden bevoeid met polderwater dat werd opgepompt uit de aan beide zijden van het pompgemaal aanwezige noodriolen. Om de aantrekking van glasaal extra te bevorderen werd ook de basis van de goot met polderwater beregend.



Figuur 9 Overzicht van de diverse vangstconstructies die in het Afvoerkanaal werden toegepast om glasaalmigratie te kwantificeren. (a) glasaalkooi, (b) artificieel substraat ('flottang'), (c) kruisnet en (d) palinggoot. (foto © 2009/2013/2016 INBO)

De eerste fase van deze monitoring werd uitgevoerd tussen 3 maart en 27 mei 2016 en eenmaal per week (vrijdag) werden de vangsten (aantallen glasalen en elvers + bijvangst) geregistreerd. Met elvers (ook wel potloden of in het Engels 'fingerlings' of 'bootlace' genoemd) worden volledig gepigmenteerde juveniele palingen bedoeld (doorgaans 10-25cm groot) die tijdens het voorgaande jaar als glasaal aan de kust zijn toegekomen (Figuur 10).



Figuur 10 Typische glasaal (onder) en elver (boven) aangetroffen in de glasaalgoten van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht op 29/04/2016. Zowel de reeds uitgebreide pigmentatie als het goedgevulde maag-darm kanaal van de glasaal zijn indicatief voor een vergevorderd groeistadium. Beide exemplaren zijn op het moment van fotograferen verdoofd met een oplossing van kruidnagelolie. (foto © Jeroen Van Wichelen INBO)

Per locatie werd bovendien voor elke vangstconstructie (substraten, fuiken, goten en kruisnetten) het individueel gewicht, de lengte, het pigmentatiestadium en de conditie (o.a. eventuele wit-verkleuring) van maximum vijftig glasaaltjes (en alle elvers) genoteerd. Hiervoor werden de gevangen glasal en elvers verdoofd door ze in 1 L water te plaatsen waaraan 1,5 mL kruidnagelolie (opgelost in ethanol 96% in verhouding 1/10) was toegevoegd. Bij deze concentratie werden alle individuen binnen de 5 minuten verdoofd waarna ze zonder zichtbare schade binnen de 2 uur na analyse weer bijkwamen in een met zuurstof beluchte emmer met oppervlaktewater. Alle gevangen individuen werden na een paar uur weer vrijgelaten op een locatie net stroomopwaarts het pompemaal.

Op elke locatie werden zowel aan het wateroppervlak als net boven de bodem een aantal fysico-chemische metingen verricht (temperatuur, pH, zuurstof, geleidbaarheid, secchi-diepte) met een multi-parameter probe (YSI 600 QS) en een secchi-schijf, alsook water verzameld dat tot één mengmonster werd geïntegreerd ter bepaling van het chlorofyl a gehalte. De waterdiepte werd zowel op elke bemonsteringslocatie (nabij de oever) als in het midden van de waterloop gemeten met behulp van een digitale peilmeter (Hondex PS-7). Mogelijke zoutintrusie in de polders ten gevolge van omgekeerd spui-beheer wordt permanent opgevolgd via 3 strategisch geplaatste geleidbaarheidsloggers (CTD-diver, Van Essen Instruments), 1 in het Afvoerkanaal ter hoogte van het spuicomplex van de Ganzepoot, 1 in de Koolhofvaart (t.h.v. brug wandelpad Frontzate) en 1 in de Grote Beverdijkvaart (t.h.v. brug Ramskapellestraat) (Figuur 11).



Figuur 11 Overzicht van het onderzoeksgebied met indicatie van de bemonsteringslocaties in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (rode en blauwe symbolen) en de IJzer (groene symbolen). (Kaartgegevens ©2015 Google)

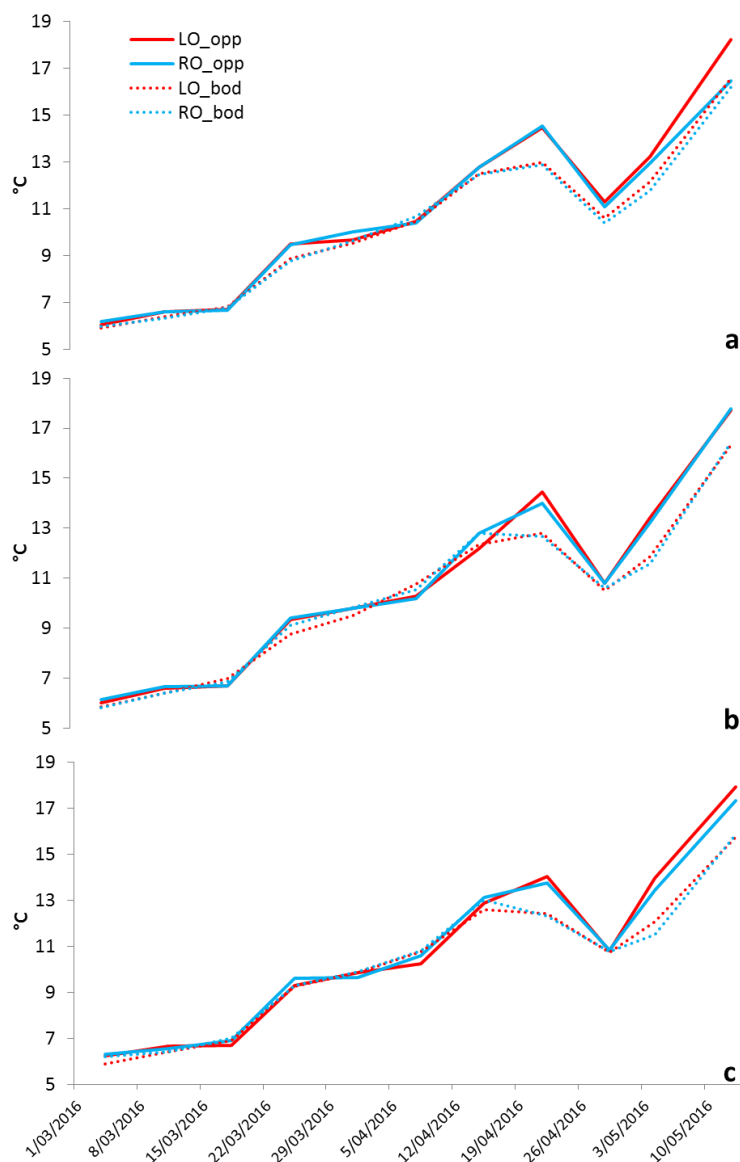
2.3.5.8 Resultaten

De in dit rapport vermelde resultaten betreffen enkel de referentiesituatie (nulmeting) waarbij nog geen omgekeerd spuibeheer werd toegepast. De vergelijking met een situatie waarbij omgekeerd spuibeheer wordt toegepast is gepland voor 2017.

2.3.5.8.1 Fysico-chemie

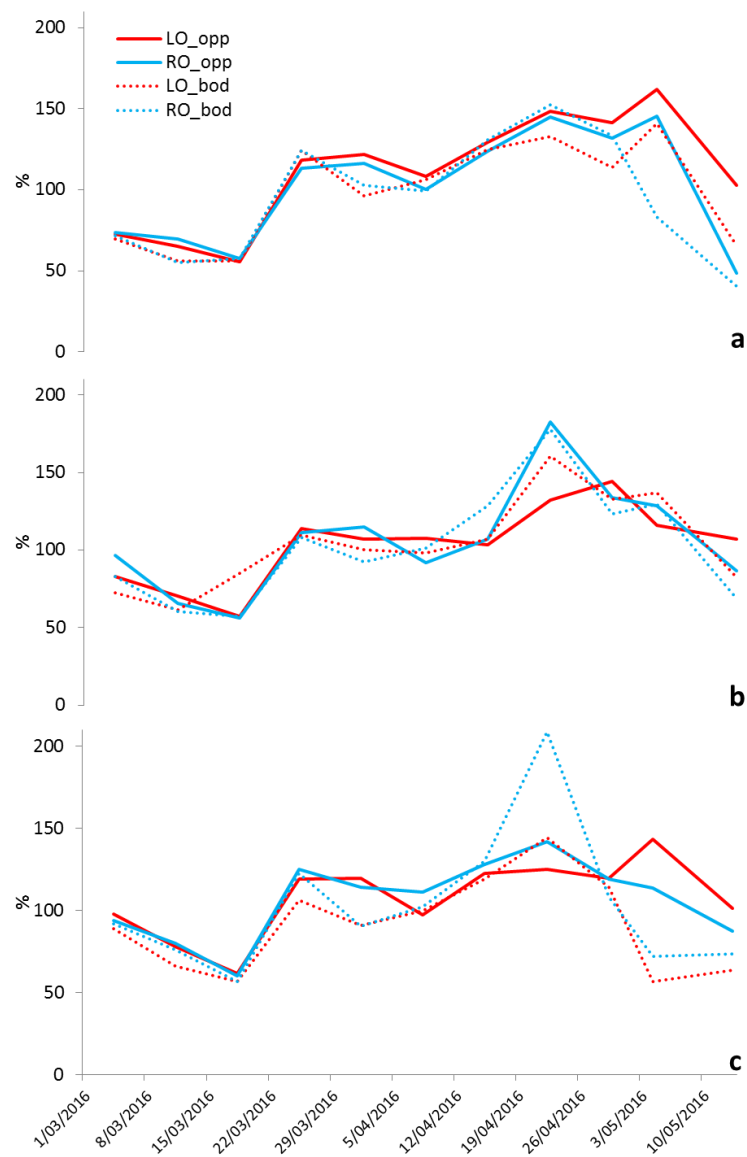
Uit een GIS-analyse (orthofoto van 20 april 2015) blijkt dat het Afvoerkanaal 835 m lang en 23-38 m (gemiddeld 26,4 m, $n=20$) breed is. De geschatte wateroppervlakte bedraagt 21.690 m². Door het Grootschalig Referentie Bestand (GRB) wordt een wateroppervlakte van 26.617 m² vermeld wat vermoedelijk de oppervlakte bij maximale waterberging vertegenwoordigd. Op basis van de dieptepeilingen die elke week ter hoogte van de bemonsteringslocaties en in het midden van de waterloop werden uitgevoerd (steeds bij hoogtij en dus gesloten spuien) blijkt dat de gemiddelde diepte ter hoogte van de vangstconstructies (nabij de oevers) ongeveer 2 m bedraagt terwijl de middenloop van het Afvoerkanaal 70-80 cm dieper is. De waterpeilen kunnen evenwel sterk fluctueren afhankelijk van de hoeveelheid neerslag en het spuibeheer. In de eerste helft van maart werd er dagelijks gespuid met sterke peilverschillen tot gevolg (maximaal tot 1,1 m). Nadien werd er slechts sporadisch gespuid en waren de fluctuaties veel kleiner. Het is opvallend dat er zonder spuiwerking toch dagelijkse peilfluctuaties tot 15 cm optreden die verband lijken te houden met de getijwerking (Figuur 24).

Doorheen de studieperiode nam de watertemperatuur gestaag toe van 6°C tot ongeveer 19°C met een tijdelijke afname begin mei te wijten aan een periode van slecht weer (Figuur 12). De ruimtelijke variatie in watertemperatuur was eerder beperkt. Vooral in perioden met weinig tot geen afvoer (2^{de} helft studieperiode) was het verschil in temperatuur tussen de bovenste en onderste waterlaag meer uitgesproken.

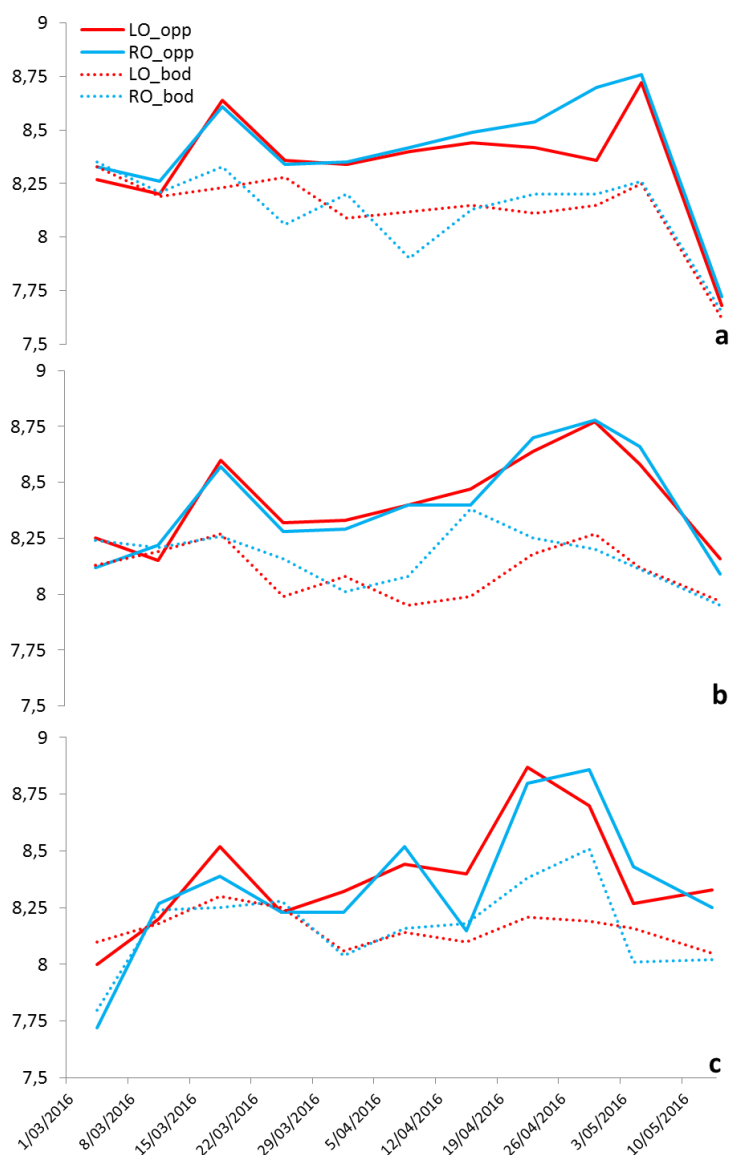


Figuur 12 Temporeel verloop van de watertemperatuur in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten aan het oppervlak en net boven de bodem ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompgebied (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).

Met de toenemende temperatuur steeg ook de productiviteit wat zich uitte in een verkleuring van het water door algenbloei en de daaruit voortvloeiende stijging in zuurstofconcentratie (Figuur 13) en pH (Figuur 14). Vanaf midden april werden ook drijvende pakketten zeesla (*Ulva*) en darmwier (*Enteromorpha*) aangetroffen ter hoogte van het pompgebied. Doorgaans waren de zuurstof- en pH-waarden hoger aan het wateroppervlak. Op het einde van de studieperiode is een markante afname in zuurstof en pH merkbaar, wat vooral voor de pH zeer uitgesproken was en ongetwijfeld verband hield met infiltrerend (alkalischer) zeewater.

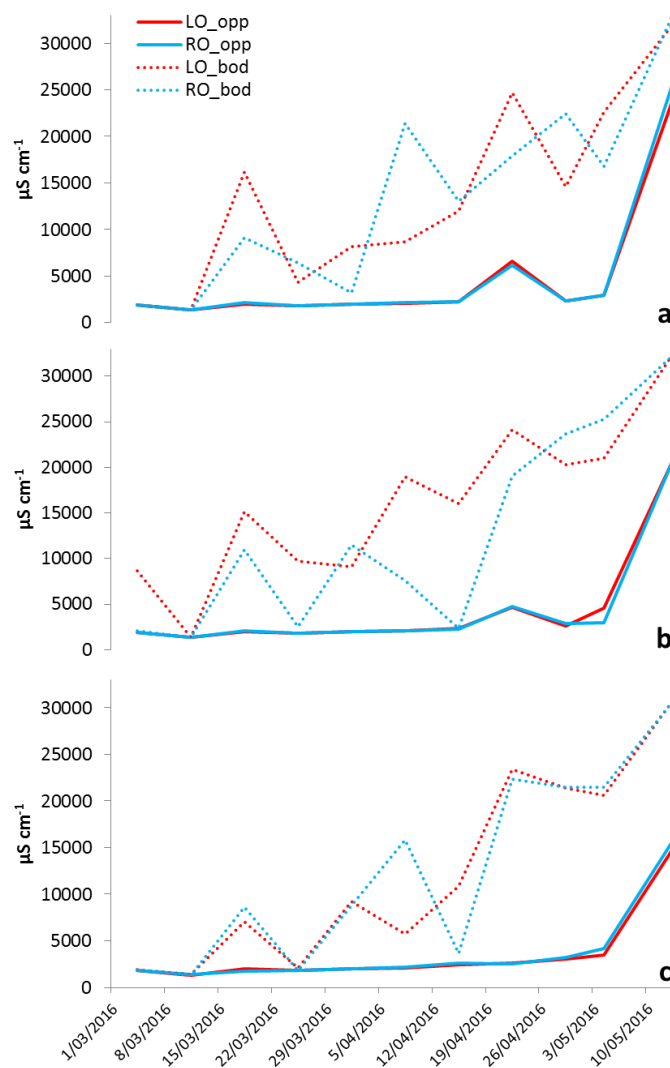


Figuur 13 Temporeel verloop van de zuurstofverzadiging in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten aan het oppervlak en net boven de bodem ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompgemaal (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).



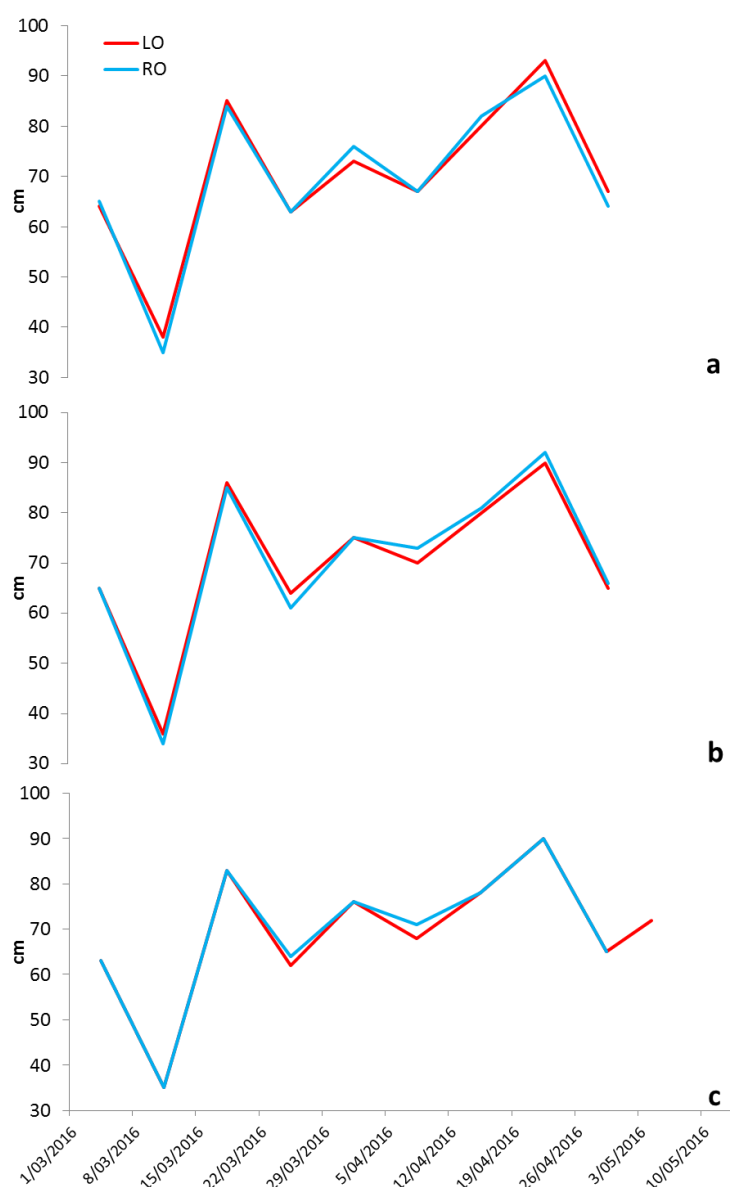
Figuur 14 Temporeel verloop van de pH in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten aan het oppervlak en net boven de bodem ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompgemaal (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).

Wat betreft de geleidbaarheid werd in het Afvoerkanaal een duidelijke gelaagdheid aangetroffen met zoeter water bovenaan en zouter water onderaan. Aan de bodem werden doorgaans tot 10 keer hogere waarden gemeten in vergelijking met het oppervlak. Doorheen de studieperiode nam de geleidbaarheid in beide lagen geleidelijk toe (Figuur 15). De stijging was vooral uitgesproken voor de diepste waterlaag in perioden met weinig tot geen afvoer (2^{de} helft studieperiode) en dit voornamelijk op de locaties gelegen aan het spuicomples en het midden van het Afvoerkanaal. Op het einde van de studieperiode nam ook de geleidbaarheid van de bovenste waterlaag op alle locaties spectaculair toe. In tegenstelling tot de metingen aan het oppervlak vertoonde de geleidbaarheid van de diepere waterlagen uitgesproken ruimtelijke verschillen. De geleidbaarheidsmetingen tonen de aanwezigheid van een dynamische zoutwaterlens aan die bovendien over het gehele Afvoerkanaal waarneembaar was.



Figuur 15 Temporeel verloop van de specifieke geleidbaarheid (gestandaardiseerd naar 25°C) in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten aan het oppervlak en net boven de bodem ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompemaal (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).

Het water in het Afvoerkanaal is vrij troebel. Het maximale doorzicht tijdens de studieperiode bedroeg 0.93m (22 april). De helderheid van het water vertoonde tijdens perioden van intens spuien (begin studieperiode) grote fluctuaties maar nam tijdens meer stabiele omstandigheden in de periode nadien geleidelijk toe. Het einde van april werd gekenmerkt door een plotse daling mogelijks te wijten aan de toen slechtere weersomstandigheden (Figuur 16). De ruimtelijke variatie is zeer beperkt. We kunnen aannemen dat bij lage of afwezigheid van spuiwerking minder materiaal wordt opgedwarfeld met een minder troebele waterkolom tot gevolg.



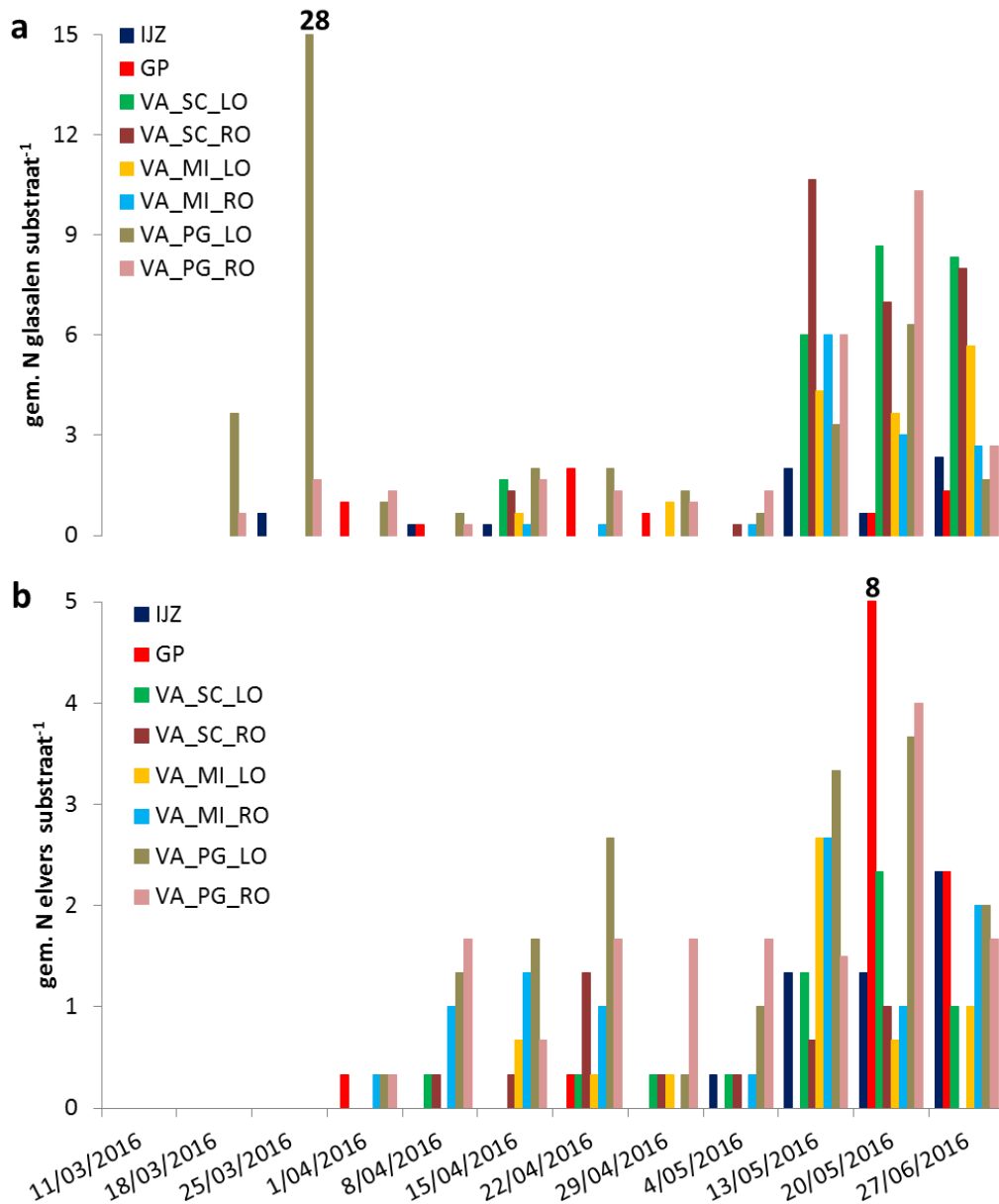
Figuur 16 Temporeel verloop van de waterhelderheid (secchi-diepte) in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht gemeten ter hoogte van de vangstlocaties aan de spuiconstructie (a), het midden (b) en het pompemaal (c) en dit telkens aan de linker (LO)- en rechteroever (RO).

2.3.5.8.2 Aantal gevangen glasalen

Met de glasaalfuiken werd geen enkele glasaal gevangen. Naast brakwatersteurgarnalen (ong. 350 ex.) werd er vooral dikkop/brakwatergrondel (39 ex.), pos (13), baars (6), 3-doornige stekelbaars (4), blankvoorn (3), snoekbaars (2), gele paling (2) en kolblei (1) in de fuiken aangetroffen. Op 4 april werden de 6 fuiken langs een longitudinaal transect geplaatst ter hoogte van de middelste locatie in het Afvoerkanaal om na te gaan of er eventueel in de diepere gedeelten wel glasaal kon gevangen worden. Ook na deze wijziging van de fuikopstelling werden evenwel geen glasalen gevangen. De fuiken werden verwijderd na de staalname van 22 april.

Met de substraten werd pas na 2 weken glasaal gevangen, doorgaans evenwel in lage aantallen en voornamelijk op de locaties waar ook de palinggoten werden geplaatst (Figuur 17). In totaal werden er met behulp van deze substraten over de gehele studieperiode 472 glasalen gevangen in het Afvoerkanaal. Eénmaal (25 maart) werden er zelfs 85 glasalen gevangen (verdeeld over drie substraten) op de locatie van de palinggoot aan de linkeroever. Vanaf midden mei worden er meer glasalen aangetroffen in de substraten en dit op alle locaties in het Afvoerkanaal. De glasaalvangst m.b.v. substraten in de Ganzepoot en de IJzer waren overigens steeds laag tot nihil. Vanaf 1 april

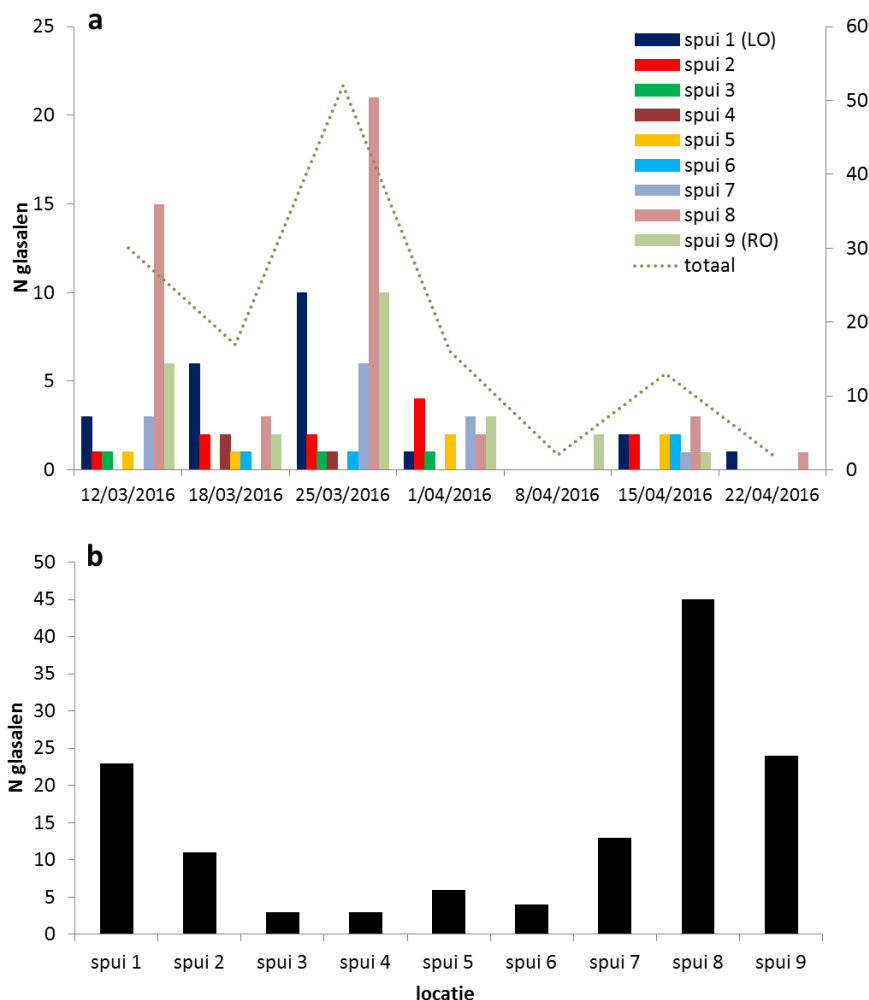
werden er ook elvers aangetroffen (169 in totaal), voornamelijk in de substraten gelegen in het midden van het Afvoerkanaal of ter hoogte van het pompemaal. Ook voor de elvers breidden de vangsten vanaf half mei uit tot alle substraten in het Afvoerkanaal. In de substraten van de Ganzepoot en de IJzer worden minder elvers aangetroffen met uitzondering van 20 mei toen er in de 3 substraten van de Ganzepoot in totaal 25 elvers werden geteld. Ook gele paling (2 ex.), driedoornige stekelbaars (7), tiendoornige stekelbaars (1), blankvoorn (1), brakwatergrondel/dikkop (1) en strandkrabben (43) maakten gebruik van de substraten als potentieel schuiloord.



Figuur 17 Temporele dynamiek van de aantallen glasalen (a) en elvers (b) aanwezig in kunstmatige substraten op een aantal locaties in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht. De getoonde waarden zijn telkens het gemiddelde van 3 substraten per locatie. (IJZ: IJzer, GP: Ganzepoot, VA: Afvoerkanaal Veurne-Ambacht, SC: spuicomplex, MI: midden, PG: pompemaal, LO: linkeroever, RO: rechteroever).

De nachtelijke staalnames aan het pompemaal met behulp van de kruisnetten leverden tot 22 april glasaalvangsten op, doorgaans evenwel in zeer lage aantallen gaande van 2 tot 52 exemplaren/nacht (=4x9 trekken). In totaal konden met deze techniek 132 glasalen worden gevangen aan het pompemaal. De meeste glasalen werden ter hoogte van de gravitaire afvoerkanalen gevangen en dan nog overwegend aan de rechterkant

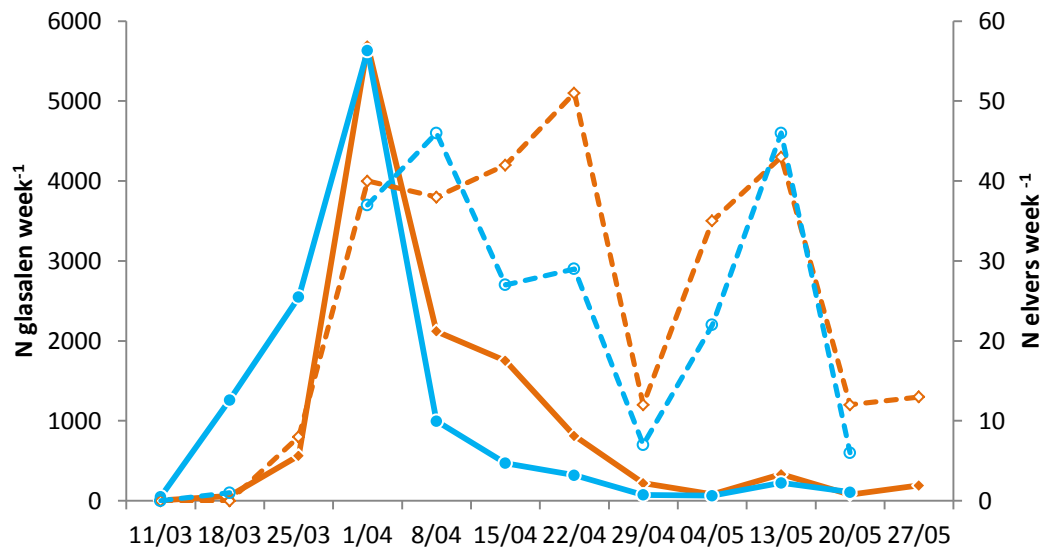
van het pompemaal (spuiopeningen 8 en 9, Figuur 18). Naast een grote hoeveelheid brakwatersteurgarnalen (ong. 2000 ex.) werd met de kruisnetten ook alver/juvenile brasem (11 ex.), driedoornige stekelbaars (8), juveniele harder (5), dikkop/brakwatergrondel (3), pos (2), tiendoornige stekelbaars (2), kolblei (1 gekwetst ex.) en een vetje opgevisst.



Figuur 18 Spatio-temporele dynamiek van met kruisnetvisserij gevangen glasalen voor de spuisluizen van het pompemaal Veurne-Ambacht met (a) verloop van het aantal glasalen dat voor elke spui per nacht gevangen werd (linker as) en verloop van het totaal aantal gevangen glasalen per nacht (rechter as) en (b) totaal aantal glasalen die gedurende de gehele studieperiode voor elke spui werden gevangen. Spui 1 bevindt zich aan de linkeroever (LO), spui 9 aan de rechteroever (RO).

Van alle in het Afvoerkanaal aangewende bemonsteringstechnieken bleken de palinggoten het meest efficiënt. Reeds de dag na de installatie werden in de palinggoot op de linkeroever 5 glasalen aangetroffen. Dit aantal nam stelselmatig en spectaculair toe tot maximaal ongeveer 5.700 exemplaren in elk van de twee goten op 1 april (Figuur 19). Hierna namen de vangsten geleidelijk af tot aan het einde van de studieperiode. In totaal werden met de palinggoten ongeveer 23.700 glasalen gevangen. Vóór het populatiemaximum werd bereikt, werden er significant meer glasalen gevangen met de palinggoot aan de rechteroever, nadien werden er steeds meer aan de linkeroever gevangen. Vanaf 25 maart werden er in toenemende mate ook elvers gevangen (in totaal 515), waarbij eveneens een omslag plaatsvond tussen de rechter- en linkeroever als voornaamste doortrekroute. De hoeveelheid elvers die met de palinggoten werden gevangen vertoonde een sterke afname op 29 april, wat vermoedelijk verband hield met de toenmalige slechtere weersomstandigheden waarbij o.a. de watertemperatuur sterk was

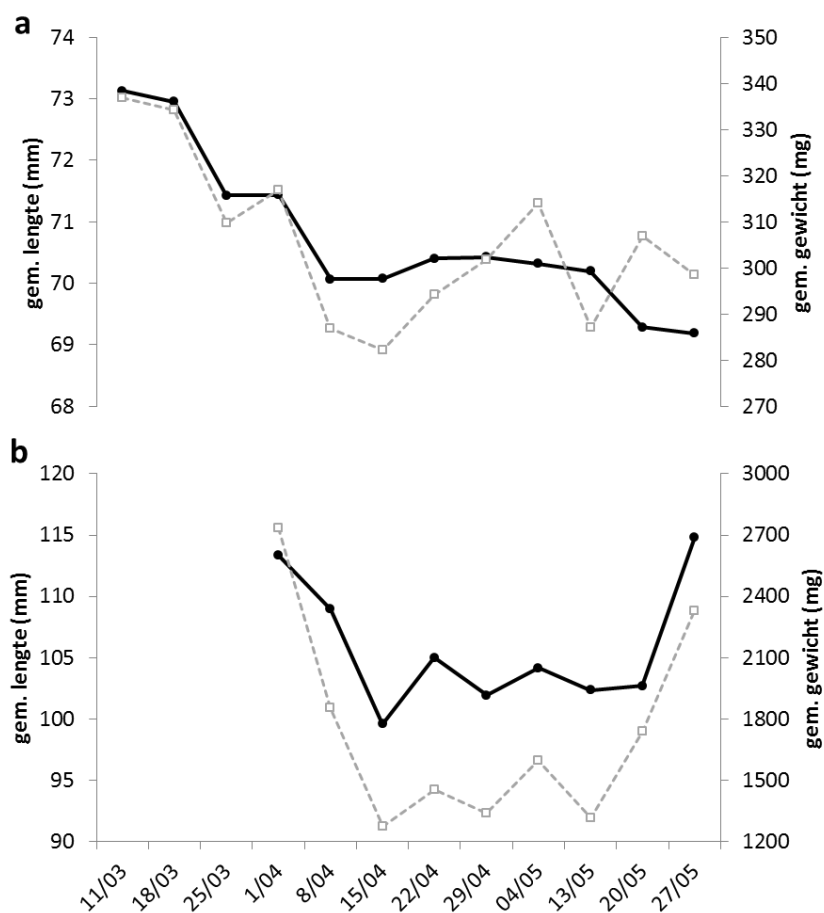
teruggelopen. De bijvangst in de palinggoten bestond uit tiendoornige stekelbaars (9 ex., evenwel mogelijk via het verpompte water aangevoerd) en 5 strandkrabben.



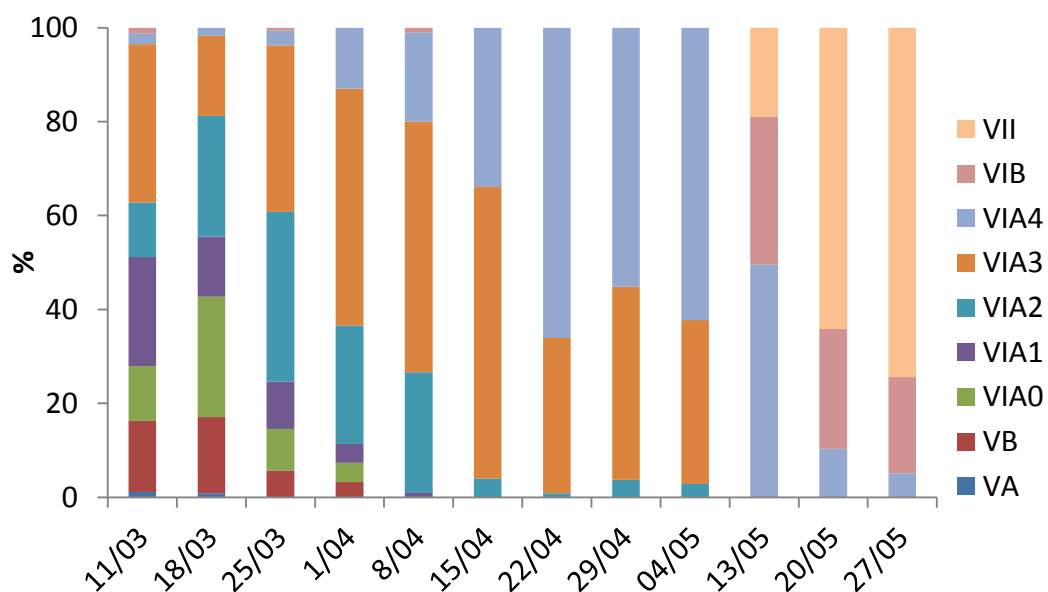
Figuur 19 Spatio-temporele dynamiek van met palinggoten gevangen glasalen (volle lijn) en elvers (stippellijn). Blauw: linkeroever pompgemaal, oranje: rechteroever pompgemaal).

2.3.5.8.3 Conditie van de gevangen glasalen

Van 1.424 ter hoogte van het pompgemaal gevangen glasaaltjes werd de lengte, het gewicht en de pigmentatie bepaald. Doorheen de studieperiode bleek zowel de gemiddelde lengte als het gewicht sprongsgewijs af te nemen tot ongeveer half april. Terwijl de lengte nadien min of meer gelijk bleef om op het einde van de studie nog verder af te nemen, nam het gewicht opnieuw sterk toe (Figuur 20). Het begin van de studieperiode vertoonde een significant aandeel niet of weinig gepigmenteerde glasaal (stadia V_A - VI_{A0}). In het midden van de studieperiode nam het aandeel sterk gepigmenteerde glasaal (VI_{A3} / VI_{A4}) fors toe en werden nog nauwelijks weinig gepigmenteerde stadia aangetroffen (Figuur 21). Op het einde van de studieperiode waren quasi alle glasalen volledig gepigmenteerd (VI_B / VII). In vergelijking met de glasalen in het Afvoerkanaal waren de glasalen die werden aangetroffen in de substraten van de Ganzepoot en de IJzer doorgaans minder gepigmenteerd. Tot 22 april werden in deze substraten nog steeds weinig gepigmenteerde stadia (V_B , VI_{A0}) aangetroffen. Het gemiddelde gewicht en lengte van de ter hoogte van het pompgemaal aangetroffen elvers vertoonde eveneens een reductie tot halverwege april waarna de afmetingen op een lager niveau nog wat fluctueerden om op het einde opnieuw sterk te stijgen. Vanaf 8 april werden voor het eerst glasalen aangetroffen met darminhoud (enkel ter hoogte van de zwemblaas), een duidelijke indicatie dat ze zich begonnen te voeden. Op 29 april had reeds 85% van de onderzochte glasalen een doorgaans goed gevulde darm. Nadien bedroeg het aandeel zich voedende glasalen zo goed als 100%. De voedingsactiviteiten van de glasalen kunnen aldus hun gewichtstoename die vanaf half april werd waargenomen helpen verklaren.



Figuur 20 Temporele variatie in gemiddelde lengte (volle lijn) en gewicht (stippellijn) van ter hoogte van het pompgemaal gevangen glasalen (a) en elvers (b).



Figuur 21 Relatieve verhouding van de verschillende pigmentatiestadia van aan het pompgemaal gevangen glasalen. Niet gepigmenteerde glasalen behoren tot stadium V_A , volledig gepigmenteerde glasalen tot stadium VII.

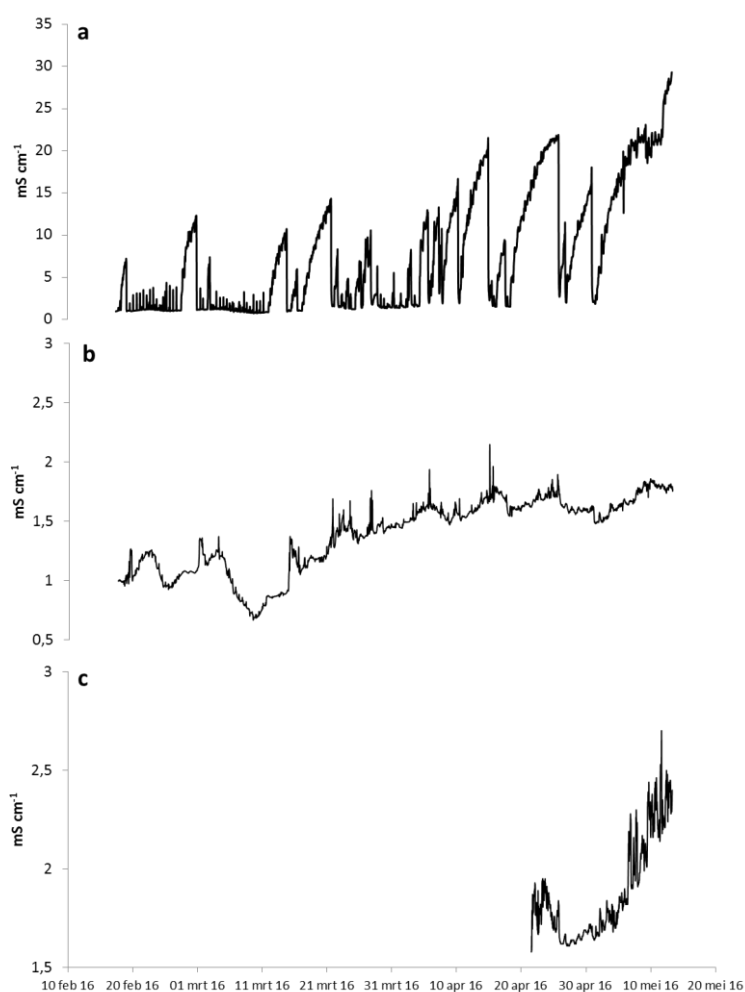
In zeer beperkte mate (steeds <1%) werden soms glasalen aangetroffen met een afwijkende morfologie. Op 25 maart werden 2 glasalen (1 uit het Afvoerkanaal en 1 uit de IJzer) opgemerkt met een gedeeltelijke laterale afplatting ter hoogte van de zwemblaas (Figuur 22). Vermoedelijk gaat het niet om een nog onvoltooide metamorfose van wilgenbladlarve naar glasaal maar om een genetische afwijking gezien de afronding van het lichaam tijdens de metamorfose in de richting van de staart verloopt (zie Tesch, 1977).



Figuur 22 Glasaaltje met afwijkende morfologie (zijdellingse afplatting) dat werd aangetroffen op 25 maart 2016 in één van de in de IJzer geplaatste kunstmatige substraten. (foto © Jeroen Van Wichelen INBO)

2.3.5.8.4 Opvolging zoutwaterintrusie polders

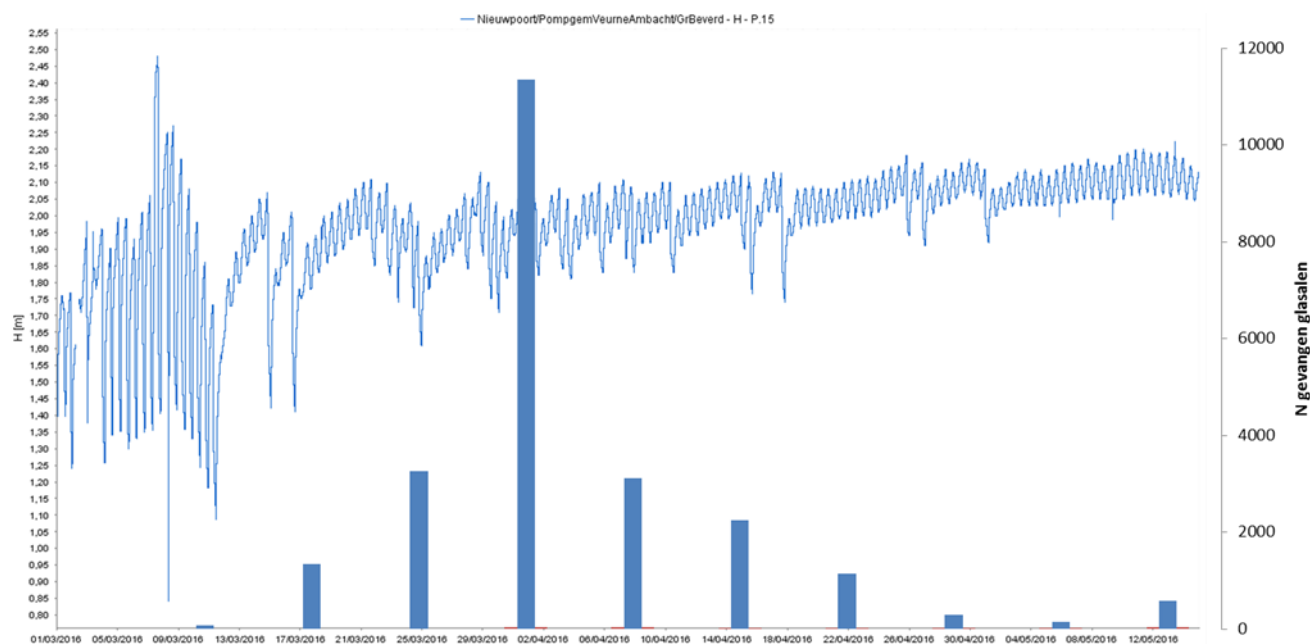
Vanaf 17 februari wordt de eventuele zoutintrusie permanent opgevolgd met strategisch geplaatste geleidbaarheidsloggers in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht en in de Grote Beverdijk- en Koolhofvaart. De eerste resultaten laten zien dat in het Afvoerkanaal grote schommelingen zijn waar te nemen die bovendien groter worden doorheen de tijd (Figuur 23). Naargelang er minder of niet gespuid wordt neemt het zoutgehalte en dus de geleidbaarheid stelselmatig toe (tot $>30 \text{ mS.cm}^{-1}$). Tijdens momenten van waterafvoer wordt dit water geloosd en vervangen door zoet polderwater ($1-2 \text{ mS.cm}^{-1}$), wat vooral tijdens het voorjaar frequent gebeurt (zie ook Figuur 24). In de Grote Beverdijkvaart en de Koolhofvaart is de geleidbaarheid veel lager (doorgaans $<2 \text{ mS.cm}^{-1}$). In de Grote Beverdijkvaart is ook een geleidelijke toename merkbaar vanaf 10 maart en worden vooral in maart en april af en toe zeer kortstondige pieken aangetroffen. Uit de nog beperkte dataset van de Koolhofvaart valt op te merken dat de geleidbaarheid er (iets) hoger is dan in de Grote Beverdijkvaart. Bovendien is er een sterke toename in geleidbaarheid te zien vanaf eind april. De toename in geleidbaarheid die bovendien groter is voor de dichtere bij de zee gelegen Koolhofvaart is vermoedelijk vooral te wijten aan infiltratie van verzilt grondwater in combinatie met een kleinere aanvoer (en dus verdunning) met regenwater. Mogelijk speelt ook de aanvoer van nutriënten via de landbouw een rol.



Figuur 23 Temporele dynamiek van de geleidbaarheid in het Afvoerkanaal net stroomopwaarts de spuiconstructie aan de Ganzepoot (a), De Grote Beverdijkvaart ter hoogte van de Ramskapellestraat (b) en de Koolhofvaart ter hoogte van het Frontzate fietspad (c).

2.3.5.9 Bespreking

Deze eerste fase van het onderzoek heeft alvast kunnen aantonen dat glasaal in staat is om zelfs bij afwezigheid van omgekeerd spuibeheer in significante hoeveelheden het Afvoerkanaal binnen te dringen en zich vervolgens actief stroomopwaarts tot aan het pompgemaal te verplaatsen (onderzoeksvraag 2). Ze worden hierbij ongetwijfeld geholpen door doorheen kieren en gaten binnensijpelend zeewater tijdens opkomend tij. Zowel de dagelijkse met het getij fluctuerende waterpeilen in het Afvoerkanaal in perioden dat er niet gespuid wordt (Figuur 24), als eigen waarnemingen van de lekkende spuischuiven tijdens hoog- en laagwater (Figuur 25) zijn hiervoor sterke aanwijzingen. Deze dagelijkse peilfluctuaties in het Afvoerkanaal variëren tussen de 5 en 15 cm wat zou overeenstemmen met een volume aan binnensijpelend zeewater van 1.000-3.250 m³/getij zonder evenwel rekening te houden met de hoeveelheid polderwater dat door de peilfluctuaties gravitair naar het Afvoerkanaal wordt geloosd. Gezien deze hoeveelheden binnensijpelend zeewater is het niet ondenkbeeldig dat de schuiven onderaan niet hermetisch afgesloten zijn (en er in se dus ongewild al in beperkte mate omgekeerd spuibeheer wordt toegepast).



Figuur 24 Temporele dynamiek van de waterpeilen in het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht (lijn) en de totale hoeveelheid aan het pompemaal gevangen glasalen (balkjes). (bron waterpeilen: <http://www.waterinfo.be/>)

Ook de toename in geleidbaarheid van het water in het Afvoerkanaal in periodes zonder waterafvoer, dat zich o.a. ook uit in stijgende aantallen gevangen brakwatersteurgarnalen aan het pompemaal tijdens de nachtelijke bemonsteringen, toont een significante intrusie van zeewater in het Afvoerkanaal aan. Wanneer we de wekelijkse hoeveelheid gevangen glasaal (het overgrote deel afkomstig uit de palinggoten) delen door het aantal tijcycli per week en het aantal spuisluizen, blijkt dat er over de gehele studieperiode gemiddeld 18 glasalen (range 1-100) per getij en per spuisluis het Afvoerkanaal konden binnendringen. Hierbij dient opgemerkt dat dit minimumschattingen zijn, gezien het zeer onwaarschijnlijk is dat op het moment van staalname alle glasalen in het Afvoerkanaal zich in de substraten en/of de palinggoten bevonden. Deze hoeveelheden staan in schril contrast met eerder onderzoek ter hoogte van de spuiconstructie in de IJzer (Mouton et al., 2009) en het kanaal Gent-Oostende (Buyse et al., 2012) waar respectievelijk gemiddeld $2,67 \pm 2,08$ en $4,0 \pm 3,68$ glasalen per gesloten spui en per getij werden gevangen.

De vangst van grote aantallen glasalen ter hoogte van het pompemaal betekent ook dat de soms hoge debieten tijdens periode van afwatering (vooral begin maart) de verdere migratie van glasalen, eenmaal ze het Afvoerkanaal zijn binnengedrongen, niet heeft kunnen verhinderen. Ook hebben potentieel fysiologische problemen de verdere migratie niet verhinderd gezien reeds vrij jonge stadia (nauwelijks gepigmenteerde glasalen) in staat zijn het pompemaal actief te bereiken. Dat deze actieve fase reeds aanvangt bij relatief lage watertemperaturen contrasteert enigszins met de gangbare veronderstelling dat glasaal pas actieve migratie onderneemt bij temperaturen boven 10°C (Gascuel, 1986; White & Knights, 1997; Harrison et al., 2014). Vóór 18 maart werden reeds ongeveer 1.500 glasalen gevangen ter hoogte van het pompemaal bij watertemperaturen $<7^{\circ}\text{C}$.



Figuur 25 Stroomafwaartse zijde van de spuiconstructie van het Afvoerkanaal Veurne-Ambacht ter hoogte van de Ganzepoot tijdens hoogwater. De lekkage van de spuischuiven is duidelijk waarneembaar. (foto © Nico De Maerteleire INBO)

De vangst van (weinig gepigmenteerde) glasaal in de substraten die op ongeveer 150 m stroomopwaarts het spuicomplex in de IJzer werden geplaatst vormt een eerste indicatie dat glasaal die via omgekeerd spuibeheer (dat in tegenstelling tot het Afvoerkanaal reeds een aantal jaren wordt toegepast in de IJzer) wordt binnengelaten ook in de IJzer in staat is om verder te trekken. In dit verband is in april 2016 tijdens reguliere viscampagnes die in het kader van het verdichtingsnetwerk door INBO werden uitgevoerd ook voor het eerst glasaal aangetroffen op een aantal locaties in de IJzer en dit tot in Diksmuide (22 km van de monding). Tijdens voorgaande campagnes in de IJzer en de andere kanalen die uitmonden aan de Ganzepoot werd tot op heden nooit glasaal waargenomen ondanks het feit dat er sinds 2006 elk jaar glasaal wordt uitgezet in deze waterlopen (Van Thuyne et al., 1999; 2006; Van Thuyne, 2008; 2012; Van Thuyne & Maes, 2012; Breine & Van Thuyne, 2013; Vis & de Bruijn, 2014). Ondanks het feit dat de glasaalbepotingen doorgaans op een aantal locaties verder stroomopwaarts in de IJzer plaatsvinden (in maart 2016 ging het in totaal om 10 kg), kunnen we niet uitsluiten dat de recente waarnemingen in feite uitgezette glasaal betreft.

3 Soortherstel

3.1 Inleiding

Heel wat stroomminnende vissoorten zijn al geruime tijd plaatselijk of volledig verdwenen uit de waterlopen van het Vlaamse Gewest. Aan de basis hiervan liggen meestal een verslechterde water- en habitatkwaliteit zoals het verdwijnen of onbereikbaar worden van typische paaigronden (Dillen et al., 2005a,b; 2006). In het kader van natuurontwikkeling en integraal waterbeheer, maakten de verschillende overheden de voorbije jaren werk van het structureel herstel van een aantal prioritaire waterlopen. Ook de waterkwaliteit van tal van waterlopen verbeterde de voorbije jaren sterk door de uitbouw van de waterzuiveringsinfrastructuur.

Het INBO werkte de voorbije jaren in opdracht van ANB onder andere al herstelprojecten uit voor kopvoorn, serpeling en kwabaal (Van den Neucker et al., 2009; 2010a; 2010b; 2012; 2013a; 2013b; Vught et al., 2015). Op basis van de bevindingen uit de haalbaarheidsstudies voerde ANB herintroducties van deze soorten uit in verschillende waterlopen van het Vlaamse Gewest.

Een herintroductie is pas volledig geslaagd als de uitgezette populaties zich ook succesvol reproduceren en een aanzienlijk deel van die nakomelingen kan doorgroeien tot paairijpe dieren. Alleen op die manier kan er zich een gezonde, duurzame populatie vestigen. Door jaarlijkse opvolging van de nieuwe populaties kan een beeld worden verkregen van de overleving, de verspreiding en de demografische structuur. Op basis daarvan kan de status van de populatie en dus ook het succes van de herintroductie worden bepaald. Indien eventuele flessenhalzen worden opgemerkt, dan kan indien nodig de herintroductiestrategie worden bijgestuurd of andere herstelmaatregelen worden genomen.

Uit de opvolgingsafvissingen van kwabaal, kopvoorn en serpeling van de voorbije jaren blijkt dat de uitgezette dieren goed groeien en overleven. Voor de kwabaal zijn er aanwijzingen dat de soort zich voortplant in het gebied van de Grote Nete. Toch is het rekruteringsucces nog beperkt. Via gericht onderzoek wil INBO nagaan waar de knelpunten die het welslagen van het herintroductieprogramma van de doelsoorten in de weg staan juist liggen. Voor kopvoorn en serpeling dienen voortplantingslocaties geëvalueerd of aangelegd te worden, om na te gaan of er voldoende rekrutering is en om de kansen op een succesvolle voortplanting te maximaliseren (Van den Neucker et al., 2013a).

Naast de lopende herstelprojecten willen ANB en INBO ook nieuwe herstelprojecten opstarten voor andere belangrijke soorten zoals de beekprik. De beekprik zou in principe het volledige boven- en middenlopende gebied van onze rivieren moeten kunnen bevolken. Zowel in eigen land als op Europees vlak is de soort echter sterk achteruitgegaan. Voor de realisatie van de instandhoudingsdoelstelling (IHD) is een areaaluitbreiding noodzakelijk.

3.2 Evaluatie van de lopende soortherstelprogramma's

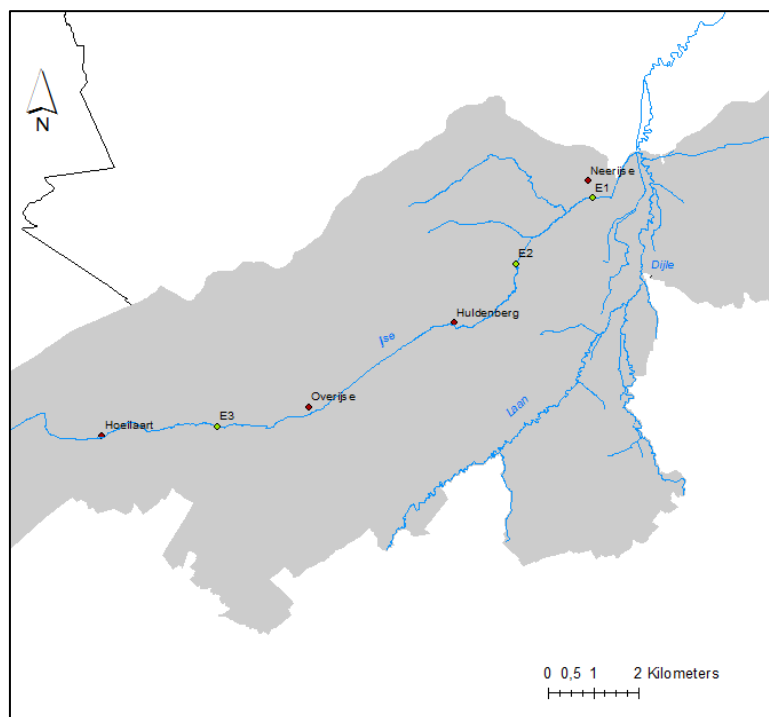
3.2.1 Evaluatie van de uitgevoerde herintroducties

3.2.1.1 Doelstelling

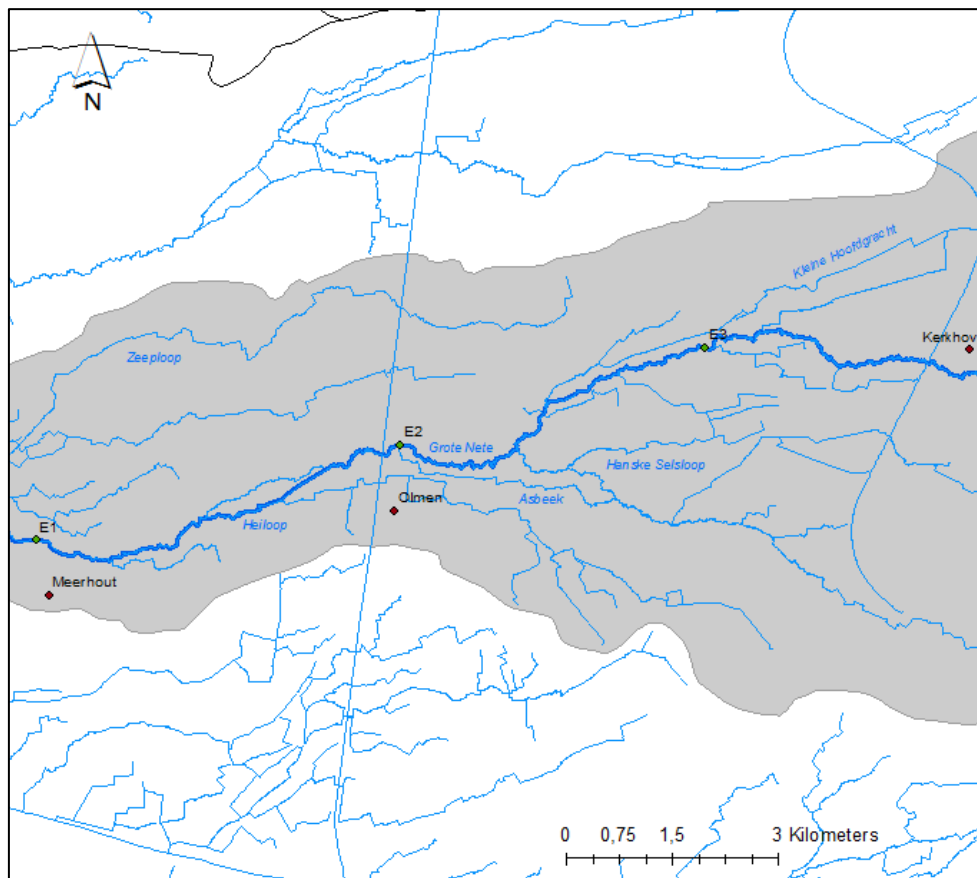
Voor de opvolging van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal worden jaarlijks drie trajecten op de IJse en drie op de Grote Nete elektrisch afgevisd. Op deze manier kan informatie over de overleving, natuurlijke rekrutering en demografische structuur van de geïntroduceerde populaties van deze drie doelsoorten worden verzameld en een goed beeld worden gevormd van hun status.

3.2.1.2 Materiaal en methode

Van midden augustus tot begin september (najaar) 2015 en van midden februari tot eind maart (voorjaar) 2016 werden verschillende trajecten elektrisch bevisd op de IJse en de Grote Nete (Figuur 26 en Figuur 27). De afvistrajecten op de IJse bleven dezelfde als de vorige jaren. De trajecten op de Grote Nete werden op basis van de onderzoeksresultaten van 2014 opnieuw gekozen, twee trajecten bleven behouden, één werd gewijzigd. Tabel 3 geeft een overzicht van deze trajecten en de bevisde afstand. De afvistrajecten aan de Peer Luytendijk en de molen van Meerhout waren vanwege de sterke vegetatieontwikkeling moeilijker te bevissen dan vorig jaar. Het traject Margijsbos werd in het voorjaar 2016 met 20 m ingekort vanwege de aanwezigheid van een beverdam.



Figuur 26 Ligging van de trajecten op de IJse die i.k.v. de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in het najaar 2015 en voorjaar 2016 elektrisch werden afgevisd.



Figuur 27 Ligging van de trajecten op de Grote Nete die i.k.v. de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in het najaar 2015 en voorjaar 2016 elektrisch werden afgevisd.

Tabel 3 Overzicht van de trajecten die in het kader van de evaluatie van de uitgevoerde herintroducties van kopvoorn, serpeling en kwabaal in het najaar 2015 en voorjaar 2016 op de IJse en Grote Nete werden afgevisd met de lengte (m) ervan en de datum waarop werd gevisd. De trajecten zijn per waterloop gerangschikt van meest stroomafwaarts naar meest stroomopwaarts.

Waterloop	Afvistraject	Afvissingen Najaar 2015		Afvissingen Voorjaar 2016	
		Afvislengte (m)	Afvisdatum	Afvislengte (m)	Afvisdatum
IJse	Beekstraat (E1)	500	11/8	500	16/2
	Margijsbos (E2)	500	12/8	480	17/2
	S.A. E411 (E3)	500	13/8	500	18/2
Grote Nete	S.A. molen Meerhout (E1)	500	8/9	500	1/3
	S.A. Hoolstmolen (E2)	150	26/8	200	15/3
	Peer Luytendijk (E3), SA en SO brug	100	14/8	100	30/3

Elektrische bevissing werd uitgevoerd volgens de methode beschreven in Coeck et al. (2000) waarbij alle trajecten éénmalig met dezelfde inspanning worden bemonsterd om een idee te krijgen van de aanwezige soorten en de relatieve densiteit ervan op de verschillende trajecten. Elke gevangen vis werd gedetermineerd. Van alle gevangen kopvoorns, serpelings en kwabalen werden de individuele lengtes bepaald (vorklengte voor kopvoorn en serpeling en totale lengte voor kwabaal) en gewichten respectievelijk tot op 1 mm en 0,1 g nauwkeurig. De gevangen kwabalen werden tevens gescanned op de aanwezigheid van een PIT-tag. De voorbije jaren werden de meeste gevangen kwabalen hiermee gemerkt om de groei, verspreiding en maximaal bereikbare leeftijd van deze soort na te gaan. In 2015 werden geen kwabalen voorzien van een tag. Van de overige soorten werd enkel de individuele lengte bepaald. Nadien werden de vissen teruggezet.

De laatste jaren zijn heel wat evaluatietrajecten veranderd door de rivierdynamiek. Trajecten werden geschrapt en andere toegevoegd. Om deze reden werd in augustus 2015 besloten om op de af te vissen trajecten in de IJse en in de Grote Nete habitatopmetingen uit te voeren. De geschiktheid ervan werd beoordeeld voor de drie doelsoorten op basis van een analyse van de waterkwaliteit en een analyse volgens de habitatgeschiktheidsmodellen die voor kopvoorn (Dillen et al., 2005b), serpeling (Dillen et al., 2006) en kwabaal (Dillen et al., 2005a) reeds werden opgesteld. Het protocol daarvoor is gedetailleerd beschreven in Van den Neucker et al. (2012). Daarbovenop worden per afvistraject de gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns, serpelings en kwabalen vergeleken met de aantallen die op basis van de HabitatGeschiktheidsIndex (HGI-) modellen kunnen worden verwacht.

Het afvistraject aan de Peer Luytendijk werd in augustus ook afgevist door het INBO in het kader van het verdichtingsmeetnet. Een traject van 100 m werd vier maal na elkaar afgevist met twee anodes om de densiteit aan beekprik te bepalen. De resultaten van deze afvissingen worden meegenomen in het rapport. Er werd gevist met een elektrovisserij toestel van het type Deka 7000 gevoed door een 5 kW generator met een regelbare spanning variërend van 300 tot 500 V.

3.2.1.3 IJse

3.2.1.3.1 Resultaten

Vangstaantallen

Tabel 4 geeft voor elk afvistraject de effectieve vangstaantallen per soort per afvisperiode weer. De aantallen per 100 m laten toe de vangstaantallen tussen de verschillende trajecten en afvisperiodes te vergelijken.

In totaal werden in najaar 2015 en voorjaar 2016 respectievelijk 312 en 164 vissen (alle soorten tesamen) boven water gehaald op het afvistraject van 500 m aan de Beekstraat, 496 en 224 op het traject aan het Margijsbos en 185 en 232 op het meest stroomopwaartse traject t.h.v. de E411. Het grootste aantal kopvoorns per 100 m werd zowel in najaar 2015 als voorjaar 2016 gevangen op het traject aan het Margijsbos, namelijk 24 en 20 individuen/100 m respectievelijk. De hoogste densiteiten aan serpeling werden teruggevonden op de trajecten stroomafwaarts van de E411 (najaar 2015 en voorjaar 2016 respectievelijk 16,2 en 16,2 serpelings per 100 m) en aan het Margijsbos (13,1 en 5,0 serpelings/100 m in najaar 2015 en voorjaar 2016 respectievelijk). In totaal werden slechts 5 en 2 kwabalen gevangen op het meest stroomafwaartse afvistraject aan de Beekstraat in najaar 2015 en voorjaar 2016 respectievelijk. In de overige trajecten werd geen kwabaal aangetroffen. Geen enkele gevangen kwabaal had een PIT-tag.

Tabel 4 De effectieve vangst per soort en per afvistraceit uitgedrukt in absolute aantallen (N) en aantallen per 100 m (N/100 m). De doelsoorten zijn in groen aangeduid.

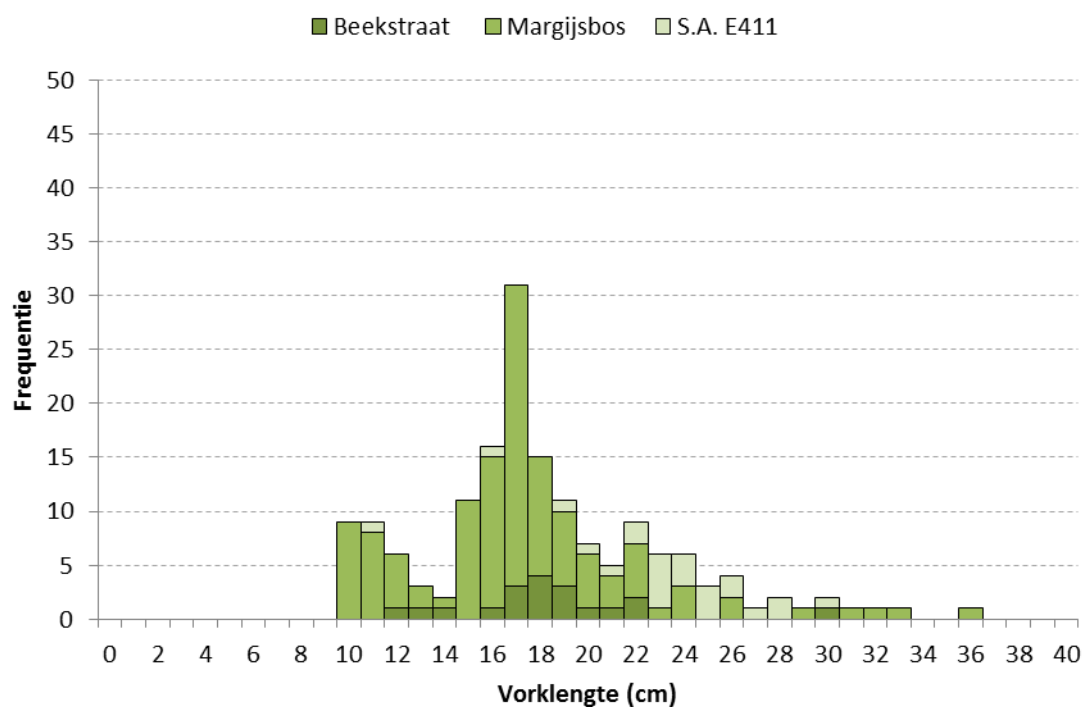
	Beekstraat				Margijsbos				SA E411			
	Najaar '15		Voorjaar '16		Najaar '15		Voorjaar '16		Najaar '15		Voorjaar '16	
	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$
kopvoorn	19	3,8	2	0,4	120	24	96	20	24	4,8	36	7,2
serpeling	18	3,6	3	0,6	63	12,6	24	5	81	16,2	81	16,2
kwabaal	5	1	2	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0
baars	8	1,6	1	0,2	21	4,2	8	1,7	2	0,4	0	0
beekforel	9	1,8	7	1,4	11	2,2	11	2,3	21	4,2	59	11,8
bermpje	117	23,4	26	5,2	143	28,6	45	9,4	0	0	0	0
bittervoorn	0	0	0	0	0	0	1	0,2	0	0	0	0
blankvoorn	11	2,2	3	0,6	10	2	1	0,2	8	1,6	5	1
blauwbandgrondel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2
3d. stekelbaars	4	0,8	0	0	78	15,6	19	4	36	7,2	46	9,2
giebel	12	2,4	1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
goudvis	0	0	0	0	1	0,2	0	0	0	0	0	0
paling	34	6,8	7	1,4	1	0,2	1	0,2	10	2	1	0,2
pos	0	0	1	0,2	1	0,2	0	0	0	0	0	0
rietvoorn	0	0	0	0	5	1	2	0,4	0	0	0	0
rivierdonderpad	1	0,2	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0
riviergrondel	73	14,6	106	21,2	42	8,4	16	3,3	3	0,6	2	0,4
snoek	1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
zonnebaars	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,2
Aantal vissen	312	62,4	164	32,8	496	103,3	224	46,7	185	37	232	46,4
Aantal soorten	13		11		12		11		8		9	

Leeftijdsverdeling

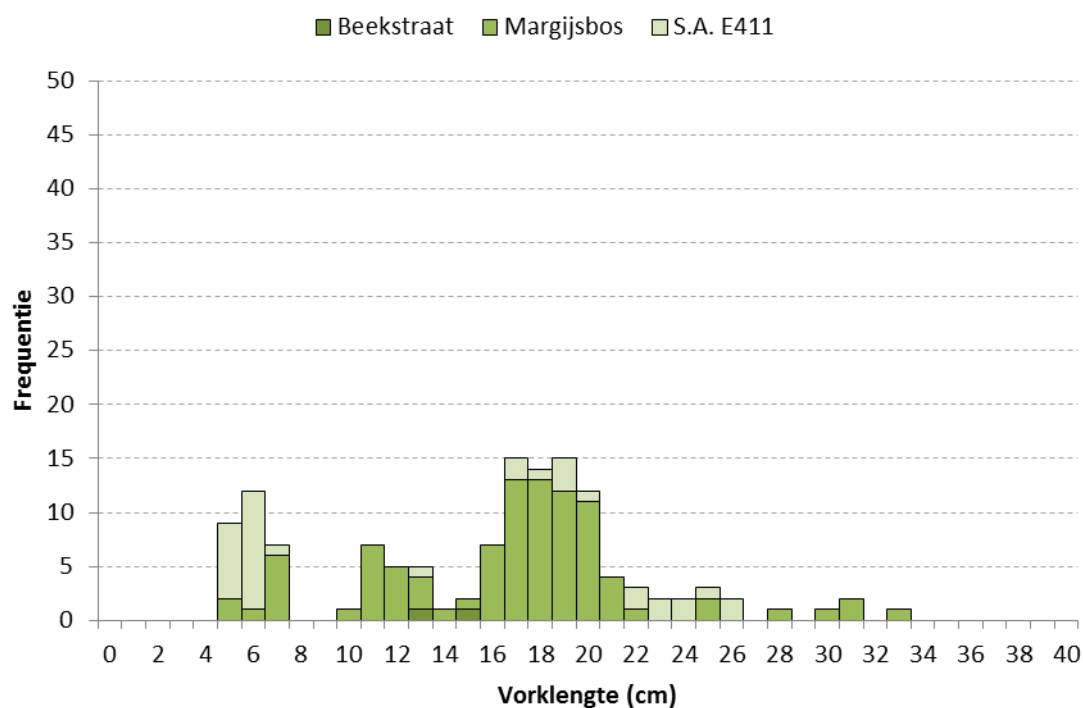
De lengtefrequentieverdelingen van de gevangen kopvoorns geeft de aanwezigheid van de 0+ klasse (5 tot 8 cm) in Margijsbos weer in voorjaar 2016 (Figuur 28, Figuur 29, Figuur 34). Hierbij gaat het om de leeftijdsgroep die werd uitgezet in najaar 2015. Net als voorgaande jaren is er dus geen aanwijzing dat kopvoorn zich succesvol heeft voortgeplant in de IJse. Net als voorgaande jaren was het aantal oudere kopvoorns laag. Het grootste gevangen exemplaar was 36 cm in najaar 2015 en 33 cm in voorjaar 2016.

Ook de 0+ klasse (5 tot 9 cm) van serpeling gevangen voorjaar 2016 zou afkomstig zijn van de uitzettingen in najaar 2015 in de IJse (Figuur 30, Figuur 31, Figuur 35). Net als bij kopvoorn was ook het aantal oudere dieren van serpeling laag. De grootste gevangen exemplaren in najaar 2015 en voorjaar 2016 waren respectievelijk 20 en 18 cm.

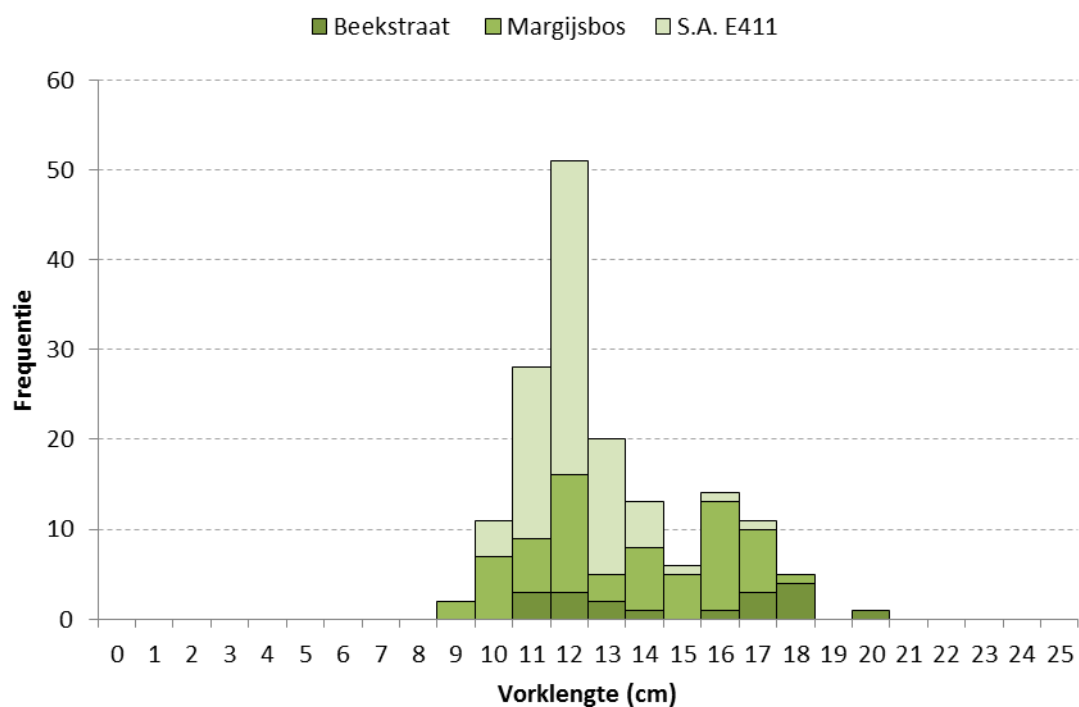
De gevangen kwabalen (5 in najaar 2015 en 2 in voorjaar 2016) zijn duidelijk volwassen dieren (Figuur 32, Figuur 33). Alle kwabalen waren tussen de 29 en 38 cm groot in najaar 2015. De in voorjaar 2016 bemonsterde kwabalen hadden een lengte van 34 en 39 cm. Er is dus ook voor kwabaal geen aanwijzing dat deze zich in de winter 2014/2015 zou gereproduceerd hebben in de IJse.



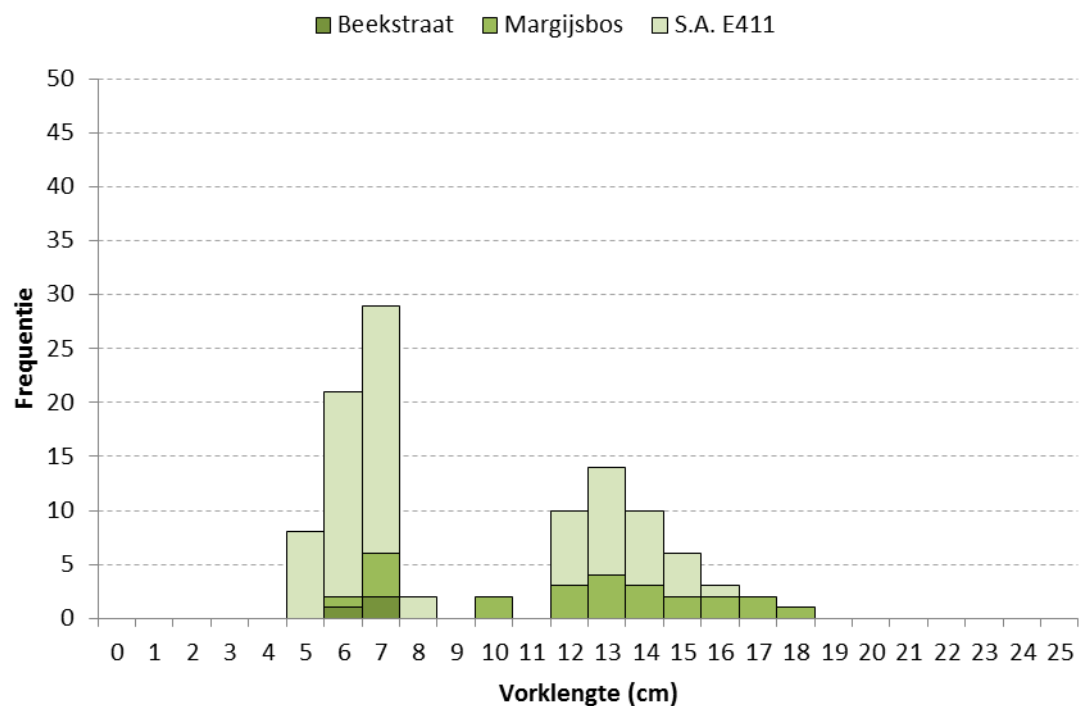
Figuur 28 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen kopvoorns in najaar 2015.



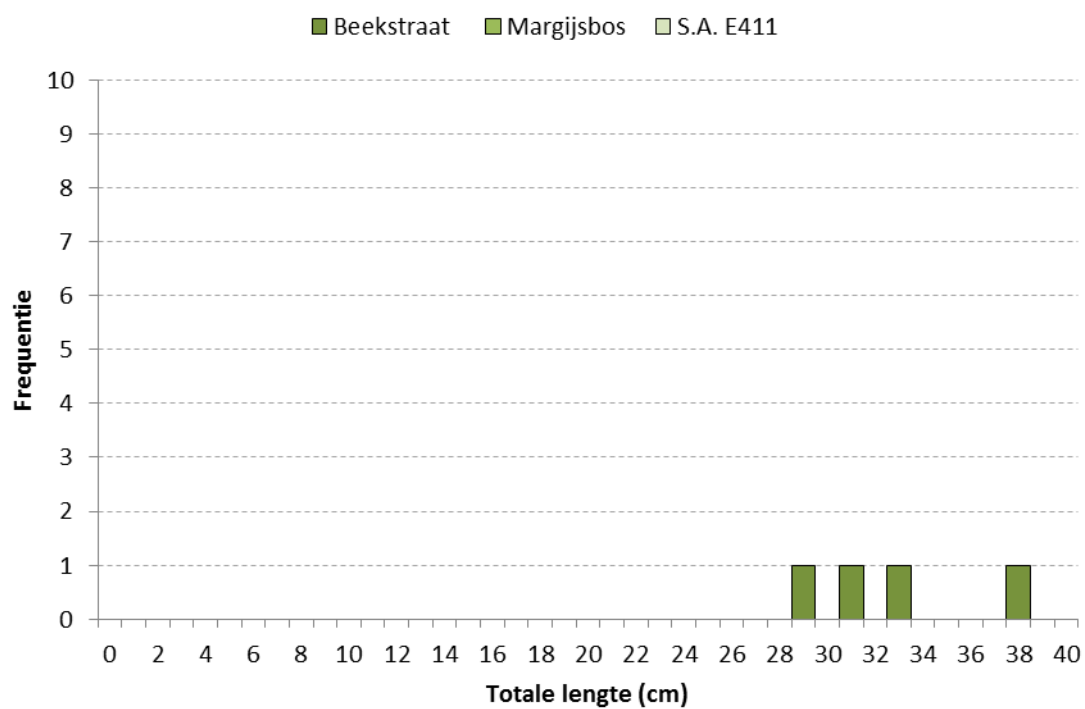
Figuur 29 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen kopvoorns in voorjaar 2016.



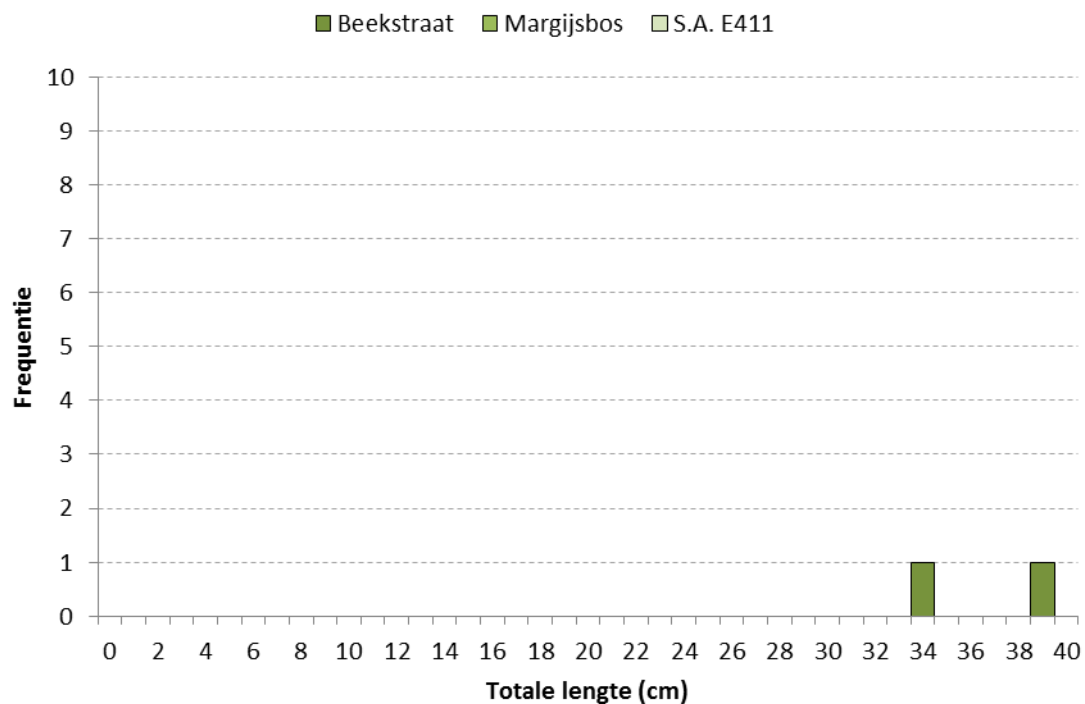
Figuur 30 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen serpeling in najaar 2015.



Figuur 31 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen serpeling in voorjaar 2016.



Figuur 32 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen kwabalen in najaar 2015.



Figuur 33 Lengtefrequentieverdeling van de in de IJse gevangen kwabalen in voorjaar 2016.



Figuur 34 Verschillende lengteklassen van kopvoorn gevangen in traject Margijsbos (Foto: INBO).



Figuur 35 Verschillende lengteklassen van serpeling gevangen in het traject Margijsbos (Foto: INBO).

Habitatgeschiktheid

De waterkwaliteit in de IJse lijkt op basis van de Chemische Index (CI; berekend op basis van het procentuele zuurstofgehalte, de BZV₅ en de concentratie NH₄⁺) geschikt voor zowel kopvoorn als kwabaal (Tabel 5). Tijdens de 12 recentste metingen (periode 2013-2015) werd de vastgelegde bovengrens van 7 niet overschreden, maar op het meetpunt aan de Lindenhoflaan flirtte de CI er wel een aantal keren mee (bron gegevens: VMM). Op dit meetpunt lag de gemiddelde CI ook wel hoger dan aan de Beekstraat. De recentste metingen op meetpunten in de buurt van de afvistracten waarbij ook de BZV₅ werd opgemeten, dateren wel al van 2013. Recentere metingen (2014 en 2015) waarmee de CI worden berekend, kunnen enkel veel meer stroomopwaarts in de IJse worden teruggevonden (aan de eerste grote Koningsvijver). Daar overschrijdt de Chemische Index een aantal keren de bovengrens en wordt de ondergrens van de procentuele zuurstofverzadiging die belangrijk is voor serpeling regelmatig overschreden.

Tabel 5 Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaardafwijking van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de grenswaarde (CI>7) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: groen = geschikt – rood = ongeschikt (Bron : VMM).

Meetpunt	max. CI	gemid. CI	stdv CI	Aantal keren dat de grenswaarde overschreden werd
Lindenhoflaan	7	4,6	1,3	0
Beekstraat	5	3,4	0,7	0

De geschiktheid van de waterkwaliteit voor serpeling werd beoordeeld op basis van de 12 recentste zuurstofmetingen op de meetpunten aan de Smeysberg en aan de Frans Verbeeckstraat in 2014-2015 (bron gegevens: VMM). Het procentuele zuurstofgehalte blijkt op de meetlocatie aan de Smeysberg voldoende te zijn voor serpeling. Op de locatie aan de Frans Verbeeckstraat (het meetpunt het dichtst bij het afvistract net SA van de E411) wordt de ondergrens van 65% één keer nipt overschreden waardoor dit traject als ongeschikt moet worden beoordeeld voor serpeling (Tabel 6). De ondergrens van de procentuele zuurstofverzadiging werd één keer overschreden.

Tabel 6 Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de procentuele zuurstofverzadiging (%O₂). De minimale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de %O₂ worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de grenswaarde (%O₂<65%) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: groen = geschikt – rood = ongeschikt (Bron: VMM).

Meetpunt	min. O ₂ %	gemid. O ₂ %	stdv O ₂ %	Aantal keren dat de ondergrens overschreden werd
Smeysberg	83	95	7,5	0
Frans Verbeeckstraat	64	75	6,4	1

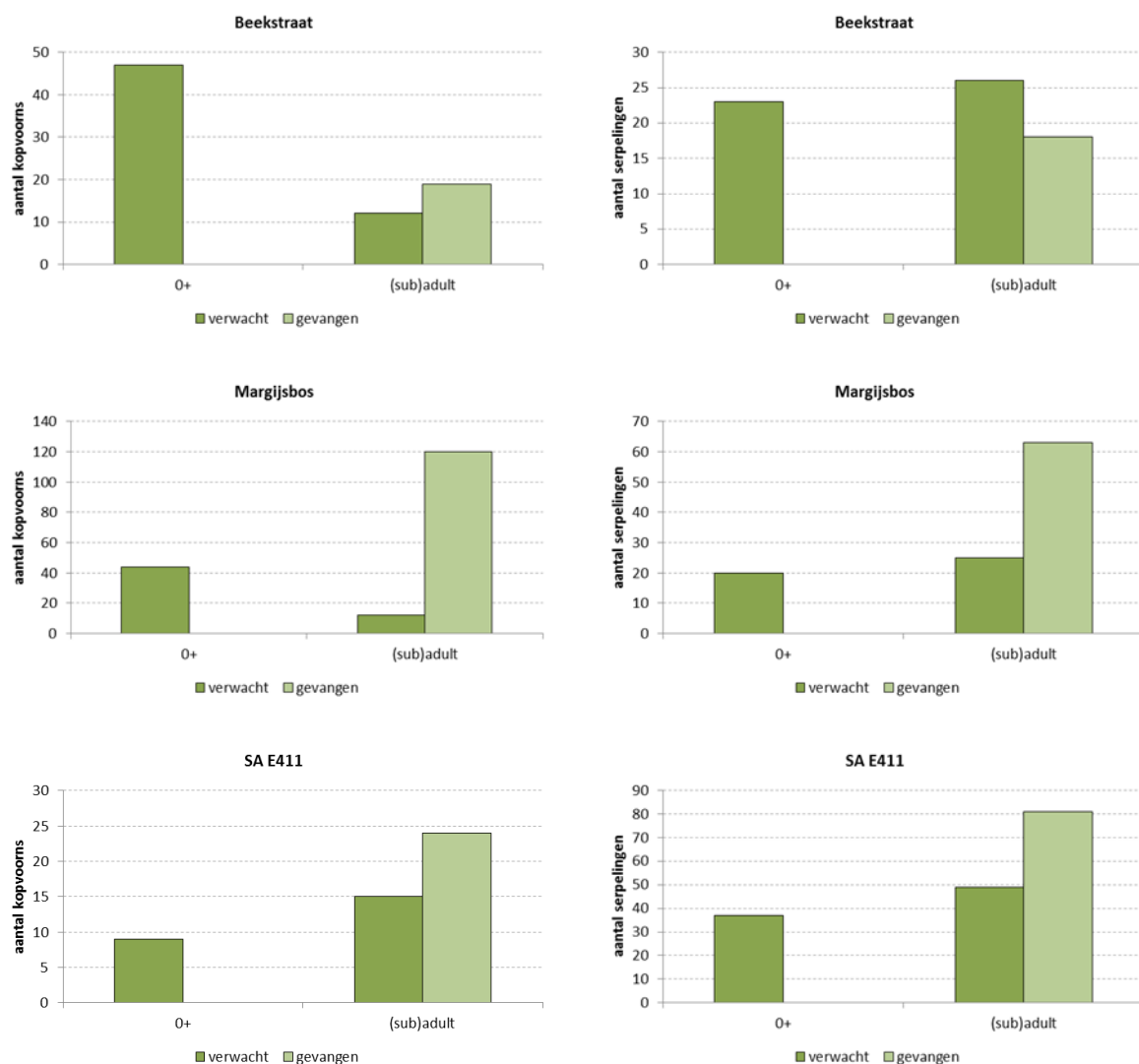
Volgens de habitatevaluatie op basis van de variabelen die in het HGI-model opgenomen zijn (kanaalpositie en aanwezigheid holle oevers), kan worden gesteld dat de drie afvistracten ongeschikt zijn voor (sub)adulte kwabalen (Tabel 7). Op basis van het model wordt dan ook verwacht dat op geen enkel traject (sub)adulte kwabalen worden gevangen. In realiteit werden in totaal 5 adulte kwabalen in de IJse aangetroffen, allen op het traject aan de Beekstraat (Figuur 37).

Zowel het traject aan de Beekstraat als het traject aan het Margijsbos blijken voor juveniele kopvoorn en (sub)adulte serpeling matig geschikt te zijn maar zijn zo goed als ongeschikt voor (sub)adulte kopvoorn en juveniele serpeling (Tabel 7). Het traject net stroomafwaarts van de E411 zou dan weer zo goed als ongeschikt zijn voor kopvoorn en juveniele serpeling, maar redelijk geschikt voor (sub)adulte serpelingen (Tabel 7).

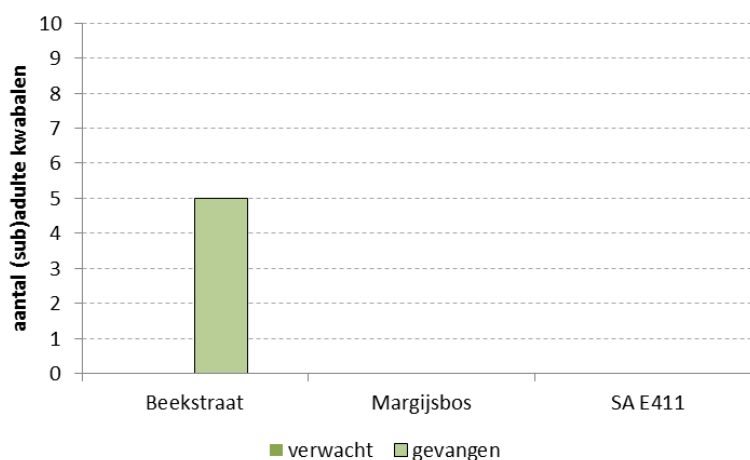
Tabel 7 De verwachte en effectief gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns, serpelingen en adulte kwabalen per 100 m op de drie afvistrajecten. De trajecten in rood gemarkeerd, worden op basis van de respectievelijk HGI-modellen als ongeschikt beschouwd, de trajecten in geel als matig geschikt en die in groen als geschikt.

traject		kopvoorn				serpeling				kwabaal	
		0+		(sub)adult		0+		(sub)adult		(sub)adult	
		verwacht	gevangen	verwacht	gevangen	verwacht	gevangen	verwacht	gevangen	verwacht	gevangen
Beekstraat	0-100	9	0	4	4	4	0	9	0	0	0
	100-200	13	0	2	3	5	0	5	0	0	0
	200-300	14	0	3	1	6	0	6	3	0	0
	300-400	6	0	2	10	5	0	4	15	0	2
	400-500	5	0	1	1	3	0	2	0	0	3
	Totaal	47	0	12	19	23	0	26	18	0	5
Margijsbos	0-100	7	0	4	39	4	0	7	7	0	0
	100-200	9	0	0	59	5	0	3	32	0	0
	200-300	10	0	1	18	4	0	3	10	0	0
	300-400	14	0	2	0	4	0	4	8	0	0
	400-500	4	0	5	4	3	0	8	6	0	0
	Totaal	44	0	12	120	20	0	25	63	0	0
SA E411	0-100	7	0	0	8	5	0	4	3	0	0
	100-200	1	0	4	5	10	0	10	44	0	0
	200-300	0	0	7	9	5	0	19	19	0	0
	300-400	0	0	1	0	10	0	9	10	0	0
	400-500	1	0	3	2	7	0	7	5	0	0
	Totaal	9	0	15	24	37	0	49	81	0	0

In Figuur 36 worden voor elk afvistraject de werkelijk gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns en serpelingen vergeleken met de op basis van de HGI-modellen verwachte aantallen (aantallen weergegeven in Tabel 7). Hoewel de meeste afgevisite trajecten matig geschikt zijn voor 0+ kopvoorns en serpelingen, werden er geen juvenielen gevangen. De gevangen aantallen (sub)adulte kopvoorns daarentegen overtroffen telkens de verwachtingen. Ook de gevangen aantallen (sub)adulte serpelingen lagen voor het traject aan het Margijsbos en het traject stroomafwaarts van de E411 hoger dan de verwachte aantallen, alleen voor het traject aan de Beekstraat was dit niet het geval. De aantallen (sub)adulte kopvoorns en serpelingen liggen door de uitzettingen dus hoger dan wat zou worden verwacht op basis van de respectievelijke modellen.



Figuur 36 De op de drie afvistracten gevangen en verwachte aantallen juveniele (0+) en (sub)adulte kopvoorns (links) en serpingen (rechts) op basis van het HGI model (Dillen et al., 2005b; Dillen et al., 2006).



Figuur 37 Vergelijking van de verwachte met de gevangen aantallen (sub)adulte kwabalen op de drie afvistracten in de IJse.

Knelpunten IJse

- **Waterkwaliteit in functie van de doelsoorten**

Zoals reeds aangegeven werd de waterkwaliteit als voldoende bevonden voor zowel kopvoorn en kwabaal, maar in mindere mate geschikt voor serpeling. De zuurstofverzadiging ligt bij enkele metingen beneden de ondergrens voor serpeling. Waterkwaliteit blijft dus een belangrijk aandachtspunt in de IJse.

- **Rivierkarakteristieken en vereisten voor de doelsoorten**

Kopvoorn

Naast waterkwaliteit zijn variabelen zoals waterdiepte, stroomsnelheid, aanwezigheid van holle oevers en van debris bepalende factoren voor de aanwezigheid van adulte kopvoorn. Voor juveniele kopvoorn is ook de positie van de kanaaltjes/zijriviertjes van belang. Verder dient geschikt paaihabitat onder de vorm van riffles bereikbaar te zijn.

Volgens de habitatevaluatie in de trajecten, is de IJse slechts matig geschikt voor kopvoorn. Dit kan worden verklaard door het ontbreken van holle oevers en de beperkte aanwezigheid van debris zoals dood hout. Daarenboven waren de opgemeten stroomsnelheden slechts suboptimaal. Desondanks werden op alle trajecten meer (sub)adulte kopvoorns gevangen dan wat werd voorspeld op basis van het model. Het model wijst daarnaast ook op een slechts matige geschiktheid voor juveniele kopvoorn met een ondermaatse aanwezigheid van debris als beperkende factor in de IJse.

Serpeling

De aanwezigheid van serpeling zou hoofdzakelijk worden bepaald door de stroomsnelheid en waterdiepte. Juveniele serpeling eist daarnaast kanaalpositie, aanwezigheid van inhangende of overhangende vegetatie en schaduw. Verder heeft ook serpeling nood aan riffles als paaihabitat.

De opgemeten stroomsnelheden in de trajecten waren slechts suboptimaal. Hierdoor zijn de trajecten volgens de habitatevaluatie slechts matig geschikt voor (sub)adulte serpeling. Dit is ook het geval voor de juvenielen. De beperkte hoeveelheid inhangende vegetatie vormt hier de beperkende factor.

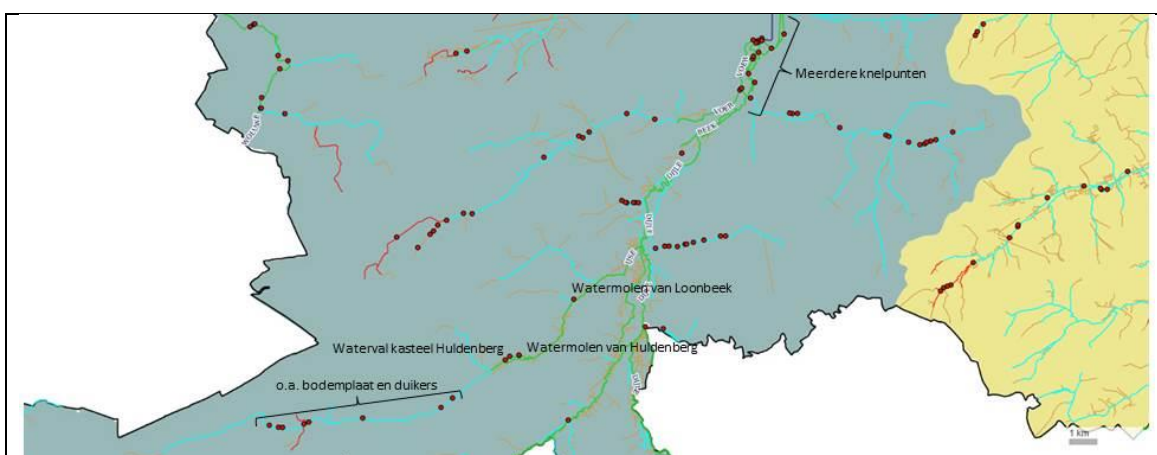
Kwabaal

(Sub)adulte kwabaal heeft nood aan holle oevers en andere schuilmogelijkheden. Juveniele kwabaal vereist vergelijkbare condities als het paaihabitat, zijnde overstromingsgebieden die onder water staan van begin december tot eind april, met geringe maar aanwezige stroomsnelheid, talrijke vegetatie en afwezigheid van predatie.

Uit de habitatevaluatie blijkt dat de trajecten in de IJse niet geschikt zijn voor (sub)adulte kwabaal vanwege het zo goed als ontbreken van holle oevers. Naast holle oevers vormen ook grote stenen, dood hout, stroomkuilen en dense vegetatiepakketten geschikte schuilplaatsen voor deze vis. In de IJse zijn deze alternatieven echter nagenoeg afwezig. Daarnaast ontbreekt ook geschikt paaihabitat en opgroeihabitat voor larven. Op de Dode Beemde na, zijn overstromingsvlakten afwezig in de IJse. Indien er geen mogelijkheden zijn om natuurlijke overstromingsgebieden te herstellen, moet worden nagegaan of er vijvers, poelen of grachten aan de IJse kunnen worden getakt of gegraven.

- **Migratieknelpunten voor vis**

Vrije vispassage is mogelijk van de Dijle naar en in de de IJse, althans tot aan de aangelegde riffles ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse). Meer stroomopwaarts daarvan zijn er echter verschillende voor vis onoverbrugbare knelpunten (Figuur 38) zoals de stuw aan de watermolen van Loonbeek (Figuur 39), de stuw aan de watermolen van Huldenberg (Figuur 40) en de waterval aan het kasteel van Huldenberg. Nog meer stroomopwaarts daarvan bevinden zich eveneens een bodemplaat en enkele duikers die migratiebarrières vormen voor vis.



Figuur 38 Knelpunten IJse.



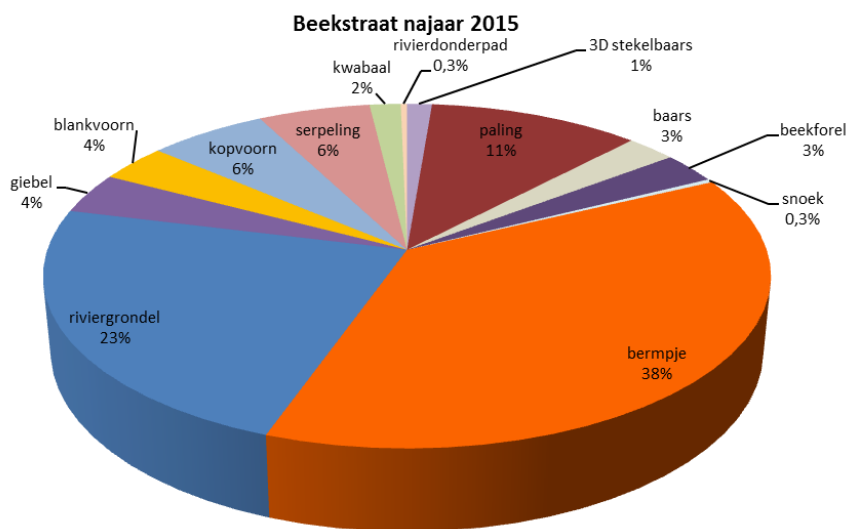
Figuur 39 Stuw aan de watermolen van Loonbeek
(Foto: VMM).



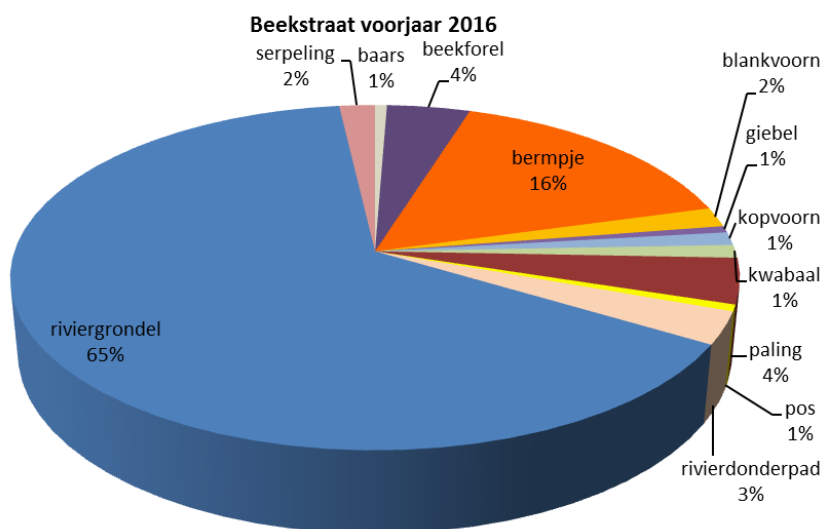
Figuur 40 Stuw aan de watermolen van Huldenberg
(Foto: VMM).

Soortendiversiteit

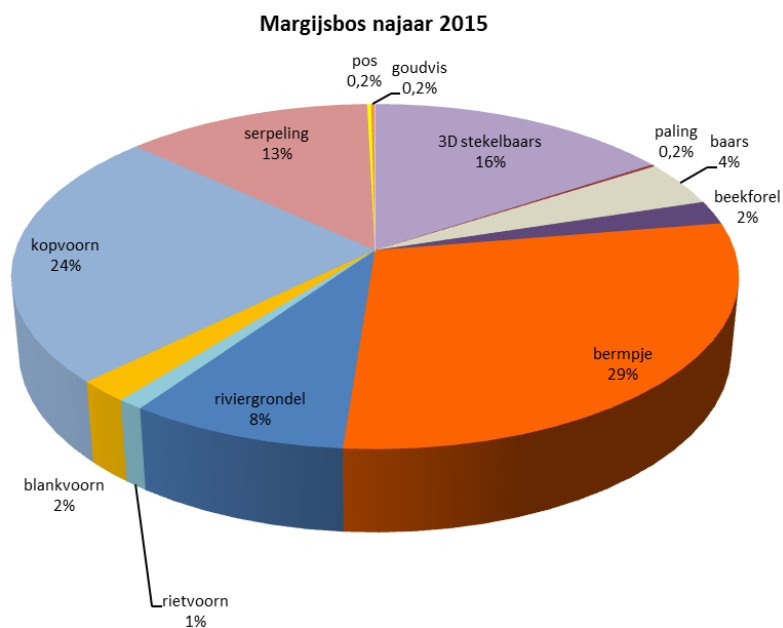
In totaal werden 19 vissoorten gevangen in de IJse. In najaar 2015 waren dit 13, 12 en 8 soorten aan de Beekstraat, Margijsbos en het traject net stroomafwaarts van de E411 respectievelijk. Het aantal soorten per traject in voorjaar 2016 kwam op 11, 11 en 9 voor diezelfde trajecten. Figuur 41 tot en met Figuur 46 geven de aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op de drie afvistrajecten in de IJse weer. Op het traject aan de Beekstraat werden vooral biermpjes en riviergrondels boven water gehaald, terwijl dat op het traject aan het Margijsbos vooral biermpjes en kopvoorns waren. Op het meest stroomopwaartse traject bestond het grootste aandeel van de vangst uit serpelingen (44% en 35% in najaar 2015 en voorjaar 2016 respectievelijk). Daarnaast werd er op die locaties ook veel driedoornige stekelbaars, kopvoorn en beekforel gevangen.



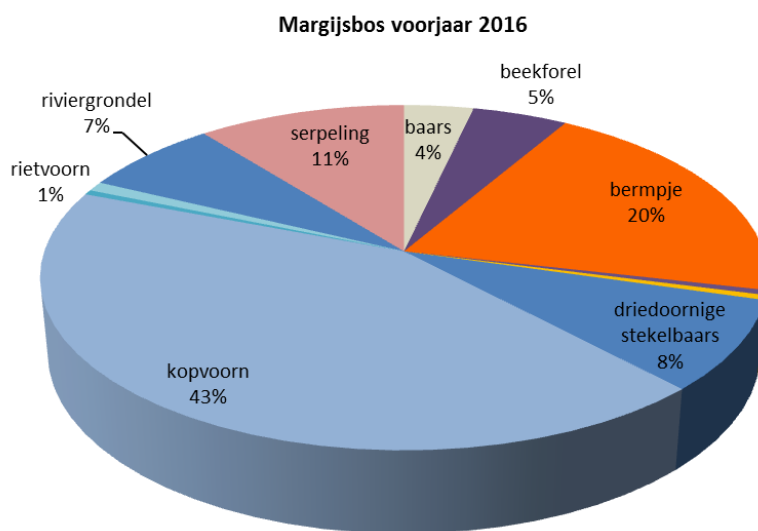
Figuur 41 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject Beekstraat in najaar 2015.



Figuur 42 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject Beekstraat in voorjaar 2016.

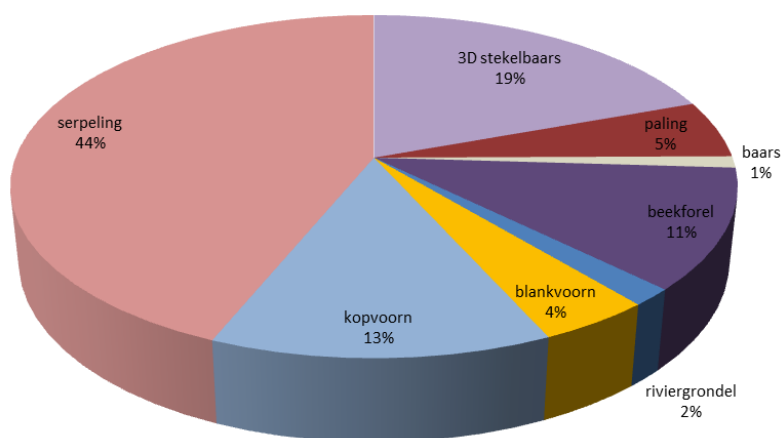


Figuur 43 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject Margijsbos in najaar 2015.



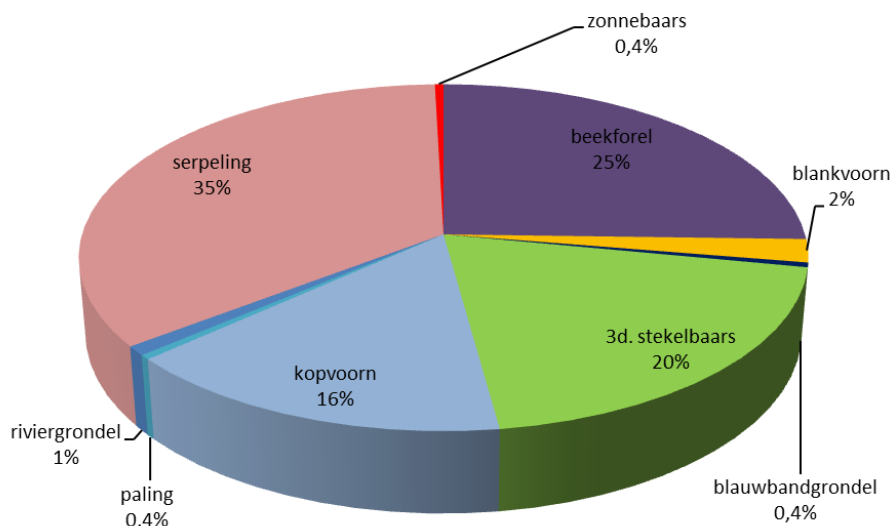
Figuur 44 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject Margijsbos in voorjaar 2016.

S.A. E411 najaar 2015



Figuur 45 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject stroomafwaarts van de E411 in najaar 2015.

S.A. E411 voorjaar 2016



Figuur 46 Aantalsverhouding van de gevangen vissoorten op het afvistraject stroomafwaarts van de E411 in voorjaar 2016.

3.2.1.3.2 Bespreking

In het najaar van 2015 en voorjaar van 2016 werden behoorlijk veel kopvoorns en serpelingen gevangen in de IJse. De uitgezette kopvoorns en serpelingen blijken er goed te overleven. Net als voorgaande jaren werd geen aanwijzing gevonden dat kopvoorn zich succesvol zou voortplanten in de IJse.

Het totaal aantal gevangen kopvoorns daalde in 2015 ten opzichte van het gevangen aantal in 2014, dit in tegenstelling tot serpeling (Tabel 8). Vooral op het traject stroomafwaarts van de E411 ging het aantal gevangen serpelingen er fors op vooruit. Hun aantal steeg van 0 dieren in 2014 naar 81 dieren in zowel najaar 2015 als voorjaar 2016. Het grootste aantal kopvoorns werd, net als in 2014, gevangen in het traject Margijsbos.

Tabel 8 Overzicht van de gevangen aantallen kopvoorns, serpelings en kwabalen op de drie afvistrajecten in de IJse van 2008 tot en met 2015. n = najaar van dat jaar, v = voorjaar van het daaropvolgende jaar (dus v in 2015 representeert de afvising in voorjaar 2016).

	Beekstraat						Margijsbos						S.A. E411					
	kopv		serp		kwab		kopv		serp		kwab		kopv		serp		kwab	
	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v	n	v
2015	19	2	18	3	5	2	120	96	63	0	0	0	24	36	81	81	0	0
2014	67	17	22	9	11	3	134	114	39	24	0	1	7	195	0	0	0	0
2013	13		2		20		78		2		0		22		0		0	
2012	11		2		35		71		32		9		2		3		5	
2011	15		1		129		41		10		24		0		0		7	
2010	29		1		32		29		18		4		1		0		1	
2009	23		29		40		35		51		35		/		/		/	
2008	6		20		22		2		24		10		/		/		/	

Ondanks de hoge vangstaantallen van kopvoorn en serpeling blijkt het habitat in de IJse op basis van de bestaande HGI-modellen slechts matig geschikt voor de (sub)adulten van beide soorten. Voor kopvoorn is het zo goed als ontbreken van holle oevers en de beperkte aanwezigheid van debris zoals dood hout de voornaamste oorzaak. Ook de stroomsnelheden op de drie trajecten waren tijdens de opmetingen net suboptimaal. Het HGI-model voor (sub)adulte serpelings is enkel gebaseerd op diepte en stroomsnelheid. Op de opgemeten trajecten was de stroomsnelheid vaak net suboptimaal. De verwachte aantallen liggen dan ook laag, vooral voor (sub)adulte kopvoorn. Op bijna alle trajecten werden meer (sub)adulte kopvoorns en serpelings gevangen dan verwacht. Niet alleen de habitatgeschiktheid is matig, maar ook de waterkwaliteit in de IJse blijkt een aandachtspunt. Op het meetpunt aan de Lindenhoflaan flirt de Chemische Index met de bovengrens van 7 en op het meetpunt aan de Frans Verbeekstraat overschreed de procentuele zuurstofverzadiging in het water in 2015 de ondergrens van 65% verzadiging een keer. Dit kan nefast zijn voor serpeling.

Ook voor juveniele kopvoorns en serpelings blijkt de IJse op basis van de HGI-modellen slechts matig geschikt. Voor juveniele serpeling is de hoeveelheid inhangende vegetatie eerder beperkt op de opgemeten trajecten. Voor juveniele kopvoorn blijkt de hoeveelheid debris in de waterloop de beperkende factor. Ondanks de matige habitatgeschiktheid werden nergens juvenielen gevangen. Het uitblijven van succesvolle rekrutering is voor beide soorten hoogstwaarschijnlijk te wijten aan de afwezigheid van geschikte paaigronden en/of het ontbreken van geschikt larvaal habitat. In de toekomst zou niet alleen moeten worden nagegaan of de bestaande riffles voldoen aan de paaihabitateisen van beide lithofiele soorten, maar ook of ze effectief worden gebruikt, de eventueel afgezette eitjes er kunnen overleven, en de ontloken larven ergens kunnen opgroeien.

Een extra reden voor het uitblijven van succesvolle reproductie van kopvoorn in de IJse kan de afwezigheid van oudere dieren zijn. De kopvoorn is een langlevende soort die pas laat geslachtrijp wordt. Voor een mannetje is dat meestal na ongeveer 3 jaar bij een lengte van ongeveer 16 cm. Een kopvoornwijfje wordt meestal maar na 4 tot 5 jaar geslachtsrijp en meet dan meestal 32 cm (Sportvisserij Nederland, 2006). Net als de voorbije jaren werden slechts weinig tot geen grote kopvoorns op de beviste trajecten aangetroffen. Slechts enkele van de gevangen kopvoorns waren groter dan 32 cm. Vermoedelijk hebben de grote kopvoorns zich stroomafwaarts naar de Dijle verplaatst (Van den Neucker et al., 2012). Zoals vermeld in Vught et al. (2015) was te zien hoe bij een extra elektrische afvising op 11 mei 2015, aan het begin van het paaiseizoen, grote kopvoorns in de Dijle aan de monding met de IJse rondzwemmen. Op de IJse zelf werden toen iets meer stroomopwaarts een paairijp mannetje van 30 cm en vrouwtje van 40 cm gevangen. Waarschijnlijk kunnen deze dieren wegens de aanwezige knelpunten de IJse niet

optrekken tot aan de trajecten aan het Margijsbos en aan de E411. Maar ook op het traject aan de Beekstraat dat vlak aan een aangelegde kunstmatige riffle ligt en in principe probleemloos optrekbaar is vanuit de Dijle, werd nog geen natuurlijke reproductie vastgesteld.

Het aantal gevangen kwabalen is gehalveerd ten opzichte van vorig jaar. Er werden slechts vijf individuen op het traject aan de Beekstraat aangetroffen. Sinds het stopzetten van de uitzettingen in 2012 gaat het aantal kwabalen gestaag achteruit. De oorzaak van die achteruitgang ligt eerst en vooral bij het feit dat er geen natuurlijke rekrutering is in de IJse waardoor de populatie zich zonder uitzettingen niet kan handhaven. Daarnaast blijkt uit de recente habitatopmeting en -analyse van de drie afvistrajecten dat de IJse op basis van het opgestelde HGI-model eigenlijk niet zo geschikt is voor (sub)adulte kwabalen vanwege het zo goed als ontbreken van holle oevers. Kwabalen hebben nood aan schuilplaatsen tijdens hun (sub)adulte levensfase. Holle oevers zijn ideaal maar ook grote stenen, dood hout, stroomkuilen en dense vegetatiepakketten kunnen als schuilplaats worden aangewend. In de IJse zijn deze alternatieven echter eveneens nagenoeg afwezig.

Het uitblijven van succesvolle reproductie van kwabaal in de IJse is zonder twijfel te wijten aan de afwezigheid van geschikt paai- en larvaal opgroeihabitat. Overstromingsvlakten die op het juiste tijdstip én bereikbaar zijn én langdurig onder water staan, zijn ideaal voor kwabaal. Langs de IJse komen deze, buiten de Dode Beemde, praktisch niet meer voor. Als er geen mogelijkheden zijn om natuurlijke overstromingsgebieden te herstellen, moeten worden nagegaan of er vijvers, poelen of grachten aan de IJse kunnen worden getakt. Er kan hoe dan ook worden besloten dat de condities in en rond de IJse (nog) niet geschikt zijn voor een succesvolle reproductie van kwabaal waardoor er zich geen zelf-instandhoudende en leefbare kwabaalpopulatie kan vestigen.

Zowel de soorten als het aantal soorten dat dit jaar in de IJse boven water werd gehaald, is vergelijkbaar met dat van vorig jaar. Er kan echter worden opgemerkt dat een lichte verschuiving in aantalsverhoudingen heeft plaatsgevonden op de drie trajecten. De opvallendste verandering hierbij is de sterke toename van serpeling in de vangsten op de trajecten aan het Margijsbos en aan de E411. Ook het aandeel aan kopvoorn in de vangst is op dit laatste traject sterk toegenomen.

3.2.1.4 Grote Nete

3.2.1.4.1 Resultaten

Vangstaantallen

Tabel 9 geeft voor elk afvistrace de effectieve vangstaantallen per soort weer. Op het afvistrace aan de molen van Meerhout werden over een afstand van 500 m in totaal 392 en 648 vissen gevangen in najaar 2015 en voorjaar 2016 respectievelijk. Voor het traject aan de Hoolstmolen was dit 67 (op 150 m) en 38 (op 200 m), en voor het traject van 100 m aan de Peer Luytendijk 52 en 82 vissen. De drie doelsoorten werden op elk afvistrace boven gehaald. Er werden in najaar 2015 slechts één kopvoorn en één kwabaal op het traject aan de Hoolstmolen gevangen, en drie kopvoorns op het traject aan Peer Luytendijk. Er werden geen kwabalen met een PIT-tag teruggevonden.

Tabel 9 De effectieve vangst per soort en per afvistrace uitgedrukt in absolute aantallen (N) en aantallen per 100m (N/100 m). De doelsoorten zijn in groen aangeduid.

	Meerhout				Hoolst				Peer Luytendijk			
	Najaar '15		Voorjaar '16		Najaar '15		Voorjaar '16		Najaar '15		Voorjaar '16	
	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$	N	$\frac{N}{100\text{ m}}$
kopvoorn	40	8	31	6,2	1	0,7	0	0	3	3	0	0
serpeling	19	3,8	5	1	9	6	3	1,5	20	20	2	2
kwabaal	22	4,4	8	1,6	1	0,7	4	2	11	11	9	9
alver	2	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Am. hondsvi	0	0	1	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
baars	6	1,2	4	0,8	6	4	2	1	0	0	0	0
beekprik	0	0	0	0	3	2	0	0	12	12	38	38
bermpje	19	3,8	30	6	0	0	1	0,5	1	1	25	25
blankvoorn	181	36,2	349	69,8	20	13,3	7	3,5	0	0	0	0
blauwbandgrondel	4	0,8	35	7	0	0	0	0	0	0	0	0
3d. stekelbaars	0	0	0	0	0	0	1	0,5	0	0	0	0
paling	12	2,4	2,4	2	5	3,3	1	0,5	3	3	1	1
rietvoorn	0	0	0	0	0	0	1	0,5	0	0	0	0
riviergrondel	85	17	179	35,8	18	12	17	8,5	0	0	3	3
snoek	2	0,4	2	0,4	4	2,7	1	0,5	2	2	3	3
zonnebaars	0	0	2	0,4	0	0	0	0	0	0	1	1
aantal gevangen vissen	392	78,4	648	129,6	67	44,7	38	19	52	52	82	82
aantal soorten	11		12		9		10		7		8	

De grootste aantallen kopvoorns per 100 m werden gevangen op het afvistrace aan de Meerhoutmolen. De grootste aantallen serpelings en kwabalen per 100 m werden aangetroffen aan Peer Luytendijk. Behalve voor de serpeling, waren de absolute vangstaantallen voor kopvoorn en kwabaal het grootst aan de Meerhoutmolen dankzij de bevisbare lengte van het traject.

Tabel 10 geeft een overzicht van de vangstgegevens weer van de eerste afvissing en van de vier opeenvolgende afvissingen samen die het INBO in het kader van het verdichtingsmeetnet op een traject van 100 m aan Peer Luytendijk uitvoerde (02/06/2015). Tijdens deze bevissingen werden ongeveer dezelfde soorten boven water gehaald als bij de evaluatiebevissingen. Vooral het grotere aantal gevangen beekprikken en serpelings is opvallend.

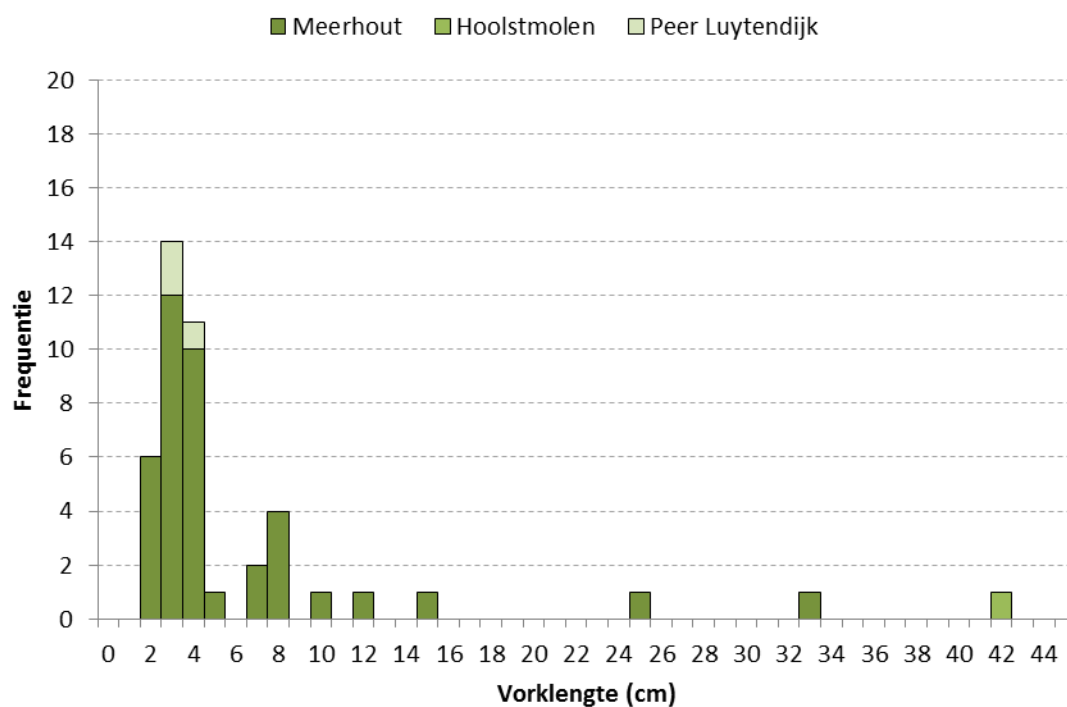
Tabel 10 De effectieve vangstaantallen per vissoort na één afvissing en na vier opeenvolgende afvissingen samen.

	N na eerste afvissing	N na vier afvissingen
serpeling	74	156
kwabaal	14	26
baars	1	2
beekprik	120	439
bermpje	32	127
blankvoorn	1	1
3doornige stekelbaars	1	1
paling	8	19
riviergrondel	4	7
snoek	3	3
zonnebaars	0	1
Totaal aantal gevangen vis	258	782
Aantal gevangen soorten	10	11

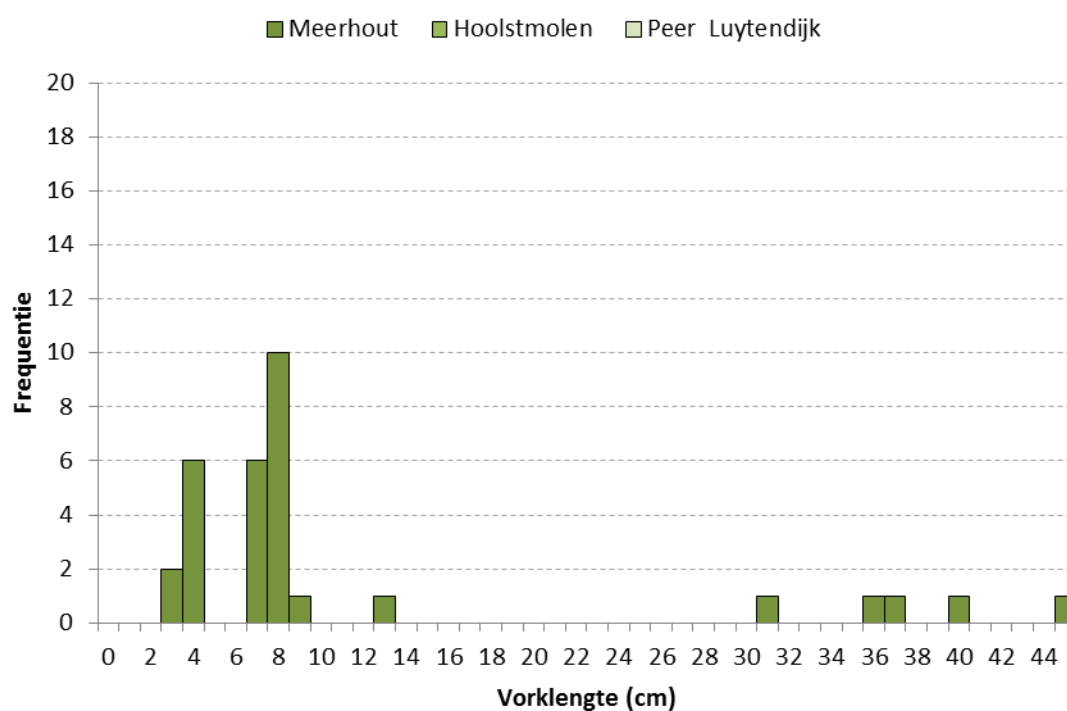
Leeftijdsverdeling

Figuur 47 tot en met Figuur 53 geven de lengtefrequentieverdelingen van de in najaar 2015 en voorjaar 2016 gevangen kopvoorns, serpelings en kwabalen in de Grote Nete weer. Bij de afvissingen in het kader van het verdichtingsmeetnet werden alle 14 kwabalen die werden gevangen tijdens de eerste afvissing, individueel gemeten en gewogen. Dit gebeurde slechts met 21 van de 74 serpelings die werden aangetroffen tijdens de eerste afvissing (Figuur 51, Figuur 54).

Juveniele kopvoorns werden in najaar 2015 aangetroffen zowel aan de molen van Meerhout als aan Peer Luytendijk. In voorjaar 2016 was dit enkel het geval bij het traject te Meerhout. Het aantal jonge kopvoorns was zelfs goed vertegenwoordigd in de vangst in Meerhout. Aan de Hoolstmolen werd in najaar 2015 slechts één volwassen kopvoorn gevangen van 42,2 cm.

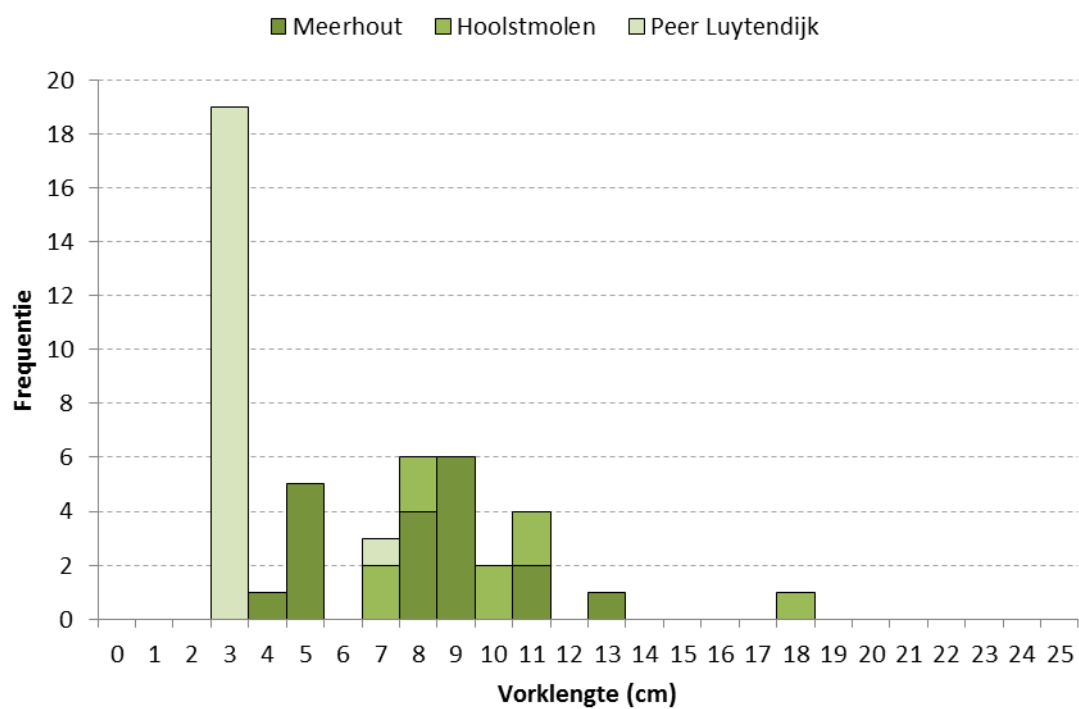


Figuur 47 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kopvoorns in najaar 2015.

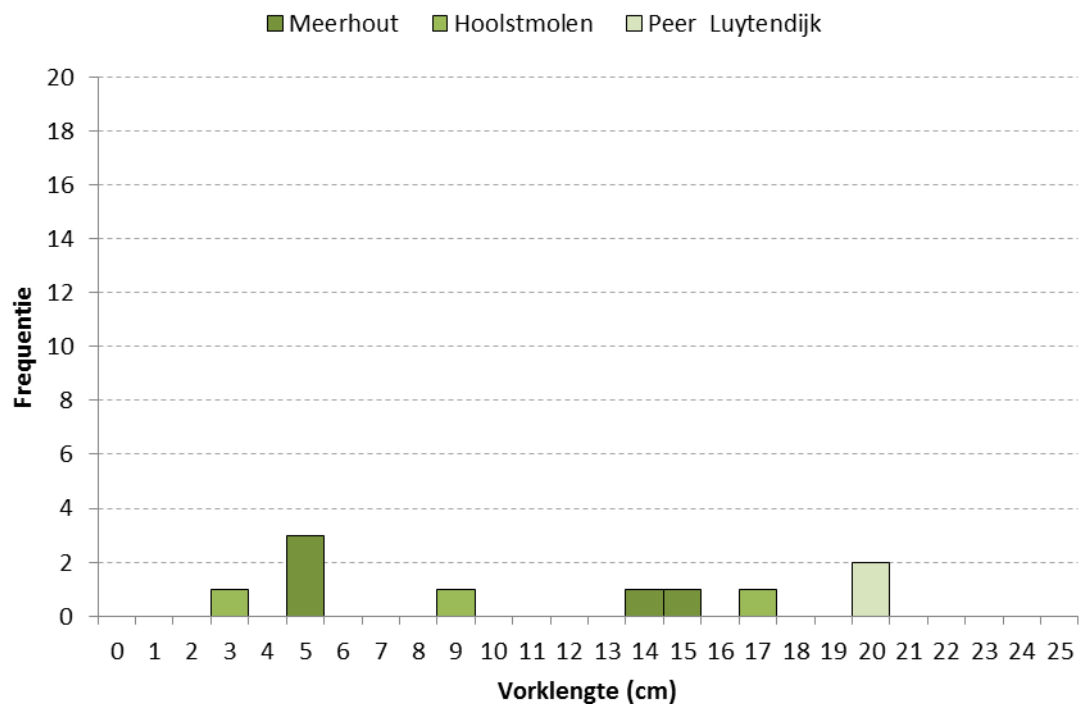


Figuur 48 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kopvoorns in voorjaar 2016.

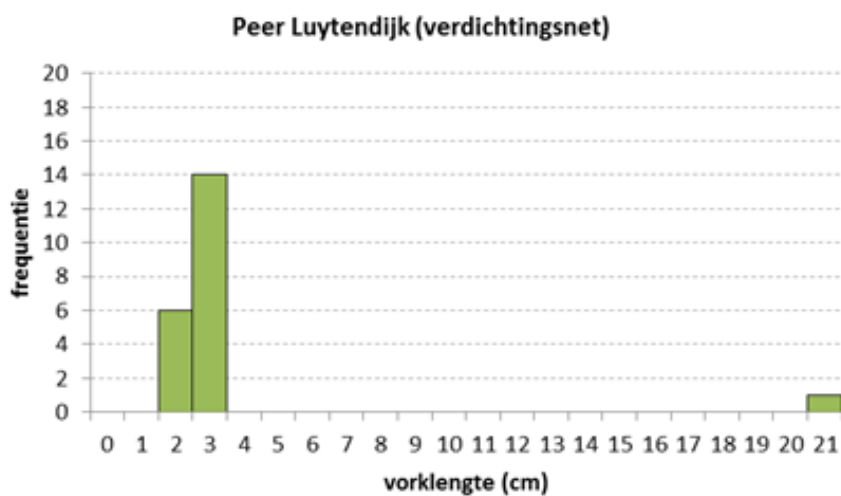
In najaar 2015 werd eveneens juveniele serpeling aangetroffen in het traject te Meerhout en dat van Peer Luytendijk. Vooral op het traject aan de Peer Luytendijk was hun aantal aanzienlijk. Een klein aantal juvenielen werd gevangen in voorjaar 2016 ter hoogte van de molen in Meerhout en de Hoolstmolen.



Figuur 49 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen serpelingen in najaar 2015.

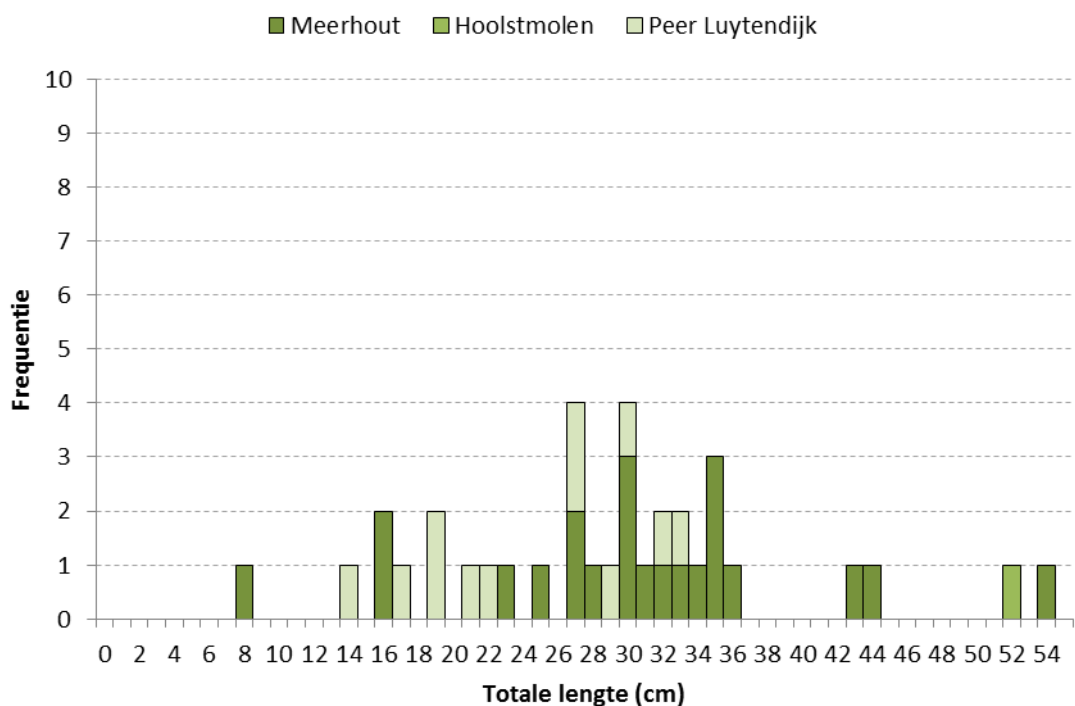


Figuur 50 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen serpelingen in voorjaar 2016.

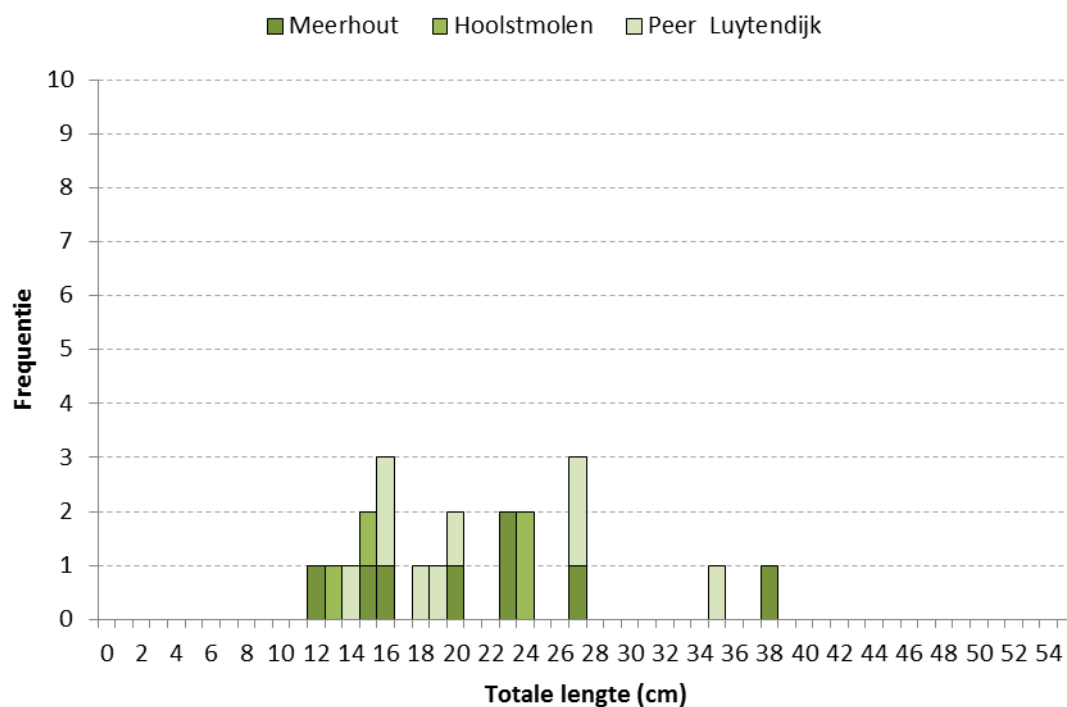


Figuur 51 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen serpelingen tijdens de afvissingen voor het verdichtingsmeetnet.

Tijdens deze afviscampagne werd geen bewijs gevonden van reproductie van de kwabaal in het gebied van de Grote Nete. De kleinste gevangen kwabalen te Meerhout in najaar 2015 waren 16 en 16,2 cm. Deze aan Peer Luytendijk was 14,8 cm. Aan de Hoolstmolen werd slechts één kwabaal van 52 cm gevangen in najaar 2015. Ook in voorjaar 2016 werd op geen van de trajecten juveniele kwabaal aangetroffen. De lengte van de aangetroffen kwabalen varieerde toen van 13 tot 39 cm.

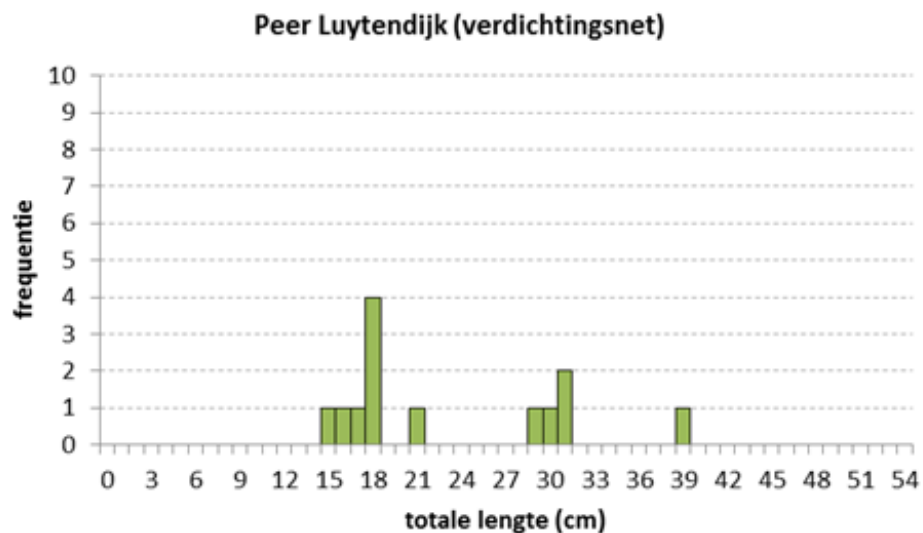


Figuur 52 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kwabalen in najaar 2015.



Figuur 53 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kwabalen in voorjaar 2016.

Bij de eerste afvissing van 4 passages in functie van het verdichtingsmeetnet aan Peer Luytendijk werden 13 kwabalen gevangen met een lengte die varieerde van 15 tot 39 cm. In totaal werden 26 kwabalen gevangen tijdens de vier afvissingen.



Figuur 54 Lengtefrequentieverdeling van de in de Grote Nete gevangen kwabalen tijdens de afvissingen voor het verdichtingsmeetnet.

Habitatgeschiktheid

De waterkwaliteit in de Grote Nete lijkt op basis van de Chemische Index (CI; berekend op basis van het procentuele zuurstofgehalte, de BZV₅ en de concentratie NH₄⁺) geschikt voor kopvoorn en kwabaal (Tabel 11). Tijdens de 12 recentste metingen in 2014-2015 op het meetpunt in het bassin van de Hoolstmolen werd de vastgelegde bovengrens van 7 niet overschreden (bron gegevens: VMM).

Tabel 11 Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de Chemische Index (CI). De maximale waarde, het gemiddelde en de standaardafwijking van de CI worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de grenswaarde (CI>7) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: groen = geschikt – rood = ongeschikt (Bron: VMM).

Meetpunt	max. CI	gemid. CI	stdv CI	Aantal keren dat de grenswaarde overschreden werd
Hoolstmolen	4	4	0	0

De geschiktheid van de waterkwaliteit voor serpeling werd beoordeeld op basis van de 12 recentste zuurstofmetingen in 2014-2015 op hetzelfde meetpunt (bron gegevens: VMM). Het procentuele zuurstofgehalte blijkt voldoende te zijn voor serpeling (Tabel 12). De ondergrens van de procentuele zuurstofverzadiging werd geen enkele keer overschreden.

Tabel 12 Beoordeling van de waterkwaliteit aan de hand van de procentuele zuurstofverzadiging (%O₂). De minimale waarde, het gemiddelde en de standaarddeviatie van de %O₂ worden weergegeven, evenals het aantal keer dat de grenswaarde (%O₂<65%) werd overschreden. Beoordeling via kleurcode: groen = geschikt – rood = ongeschikt (Bron: VMM).

Meetpunt	min. O ₂ %	gemid. O ₂ %	stdv O ₂ %	Aantal keren dat de ondergrens overschreden werd
Hoolstmolen	79	87,4	3,7	0

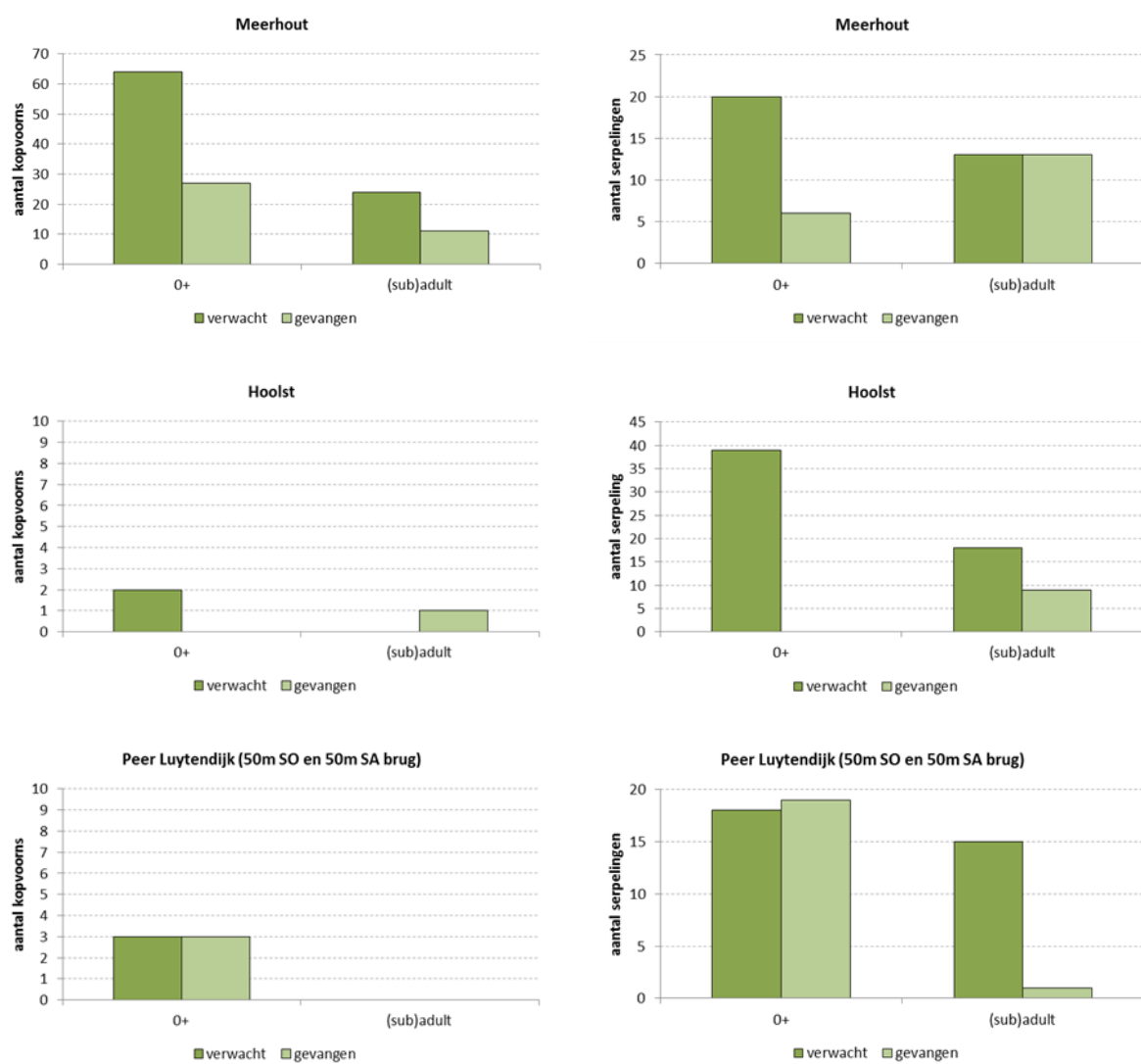
Volgens de habitatevaluatie op basis van de variabelen die in het HabitatGeschiktheidsIndex (HGI-) model opgenomen zijn (kanaalpositie en aanwezigheid holle oevers), kan worden gesteld dat de drie afvistrajecten ongeschikt zijn voor (sub)adulte kwabalen (Tabel 13). Op basis van het model zou dan ook op geen enkel traject (sub)adulte kwabaal worden verwacht. Desondanks werden op de trajecten aan de molen van Meerhout en aan Peer Luytendijk toch behoorlijke aantallen kwabalen boven water gehaald (Figuur 56).

Het traject aan de molen van Meerhout blijkt volgens de habitatanalyse op basis van de bestaande HGI-modellen geschikt voor juveniele kopvoorn, maar slechts matig geschikt voor (sub)adulte kopvoorn en juveniele en (sub)adulte serpeling (Tabel 13). Er werden veel minder juveniele kopvoorns, juveniele serpelingen en (sub)adulte kopvoorns gevangen dan verwacht (Figuur 55). Het gevangen aantal (sub)adulte serpelingen evenaarde dan wel weer het verwachte aantal.

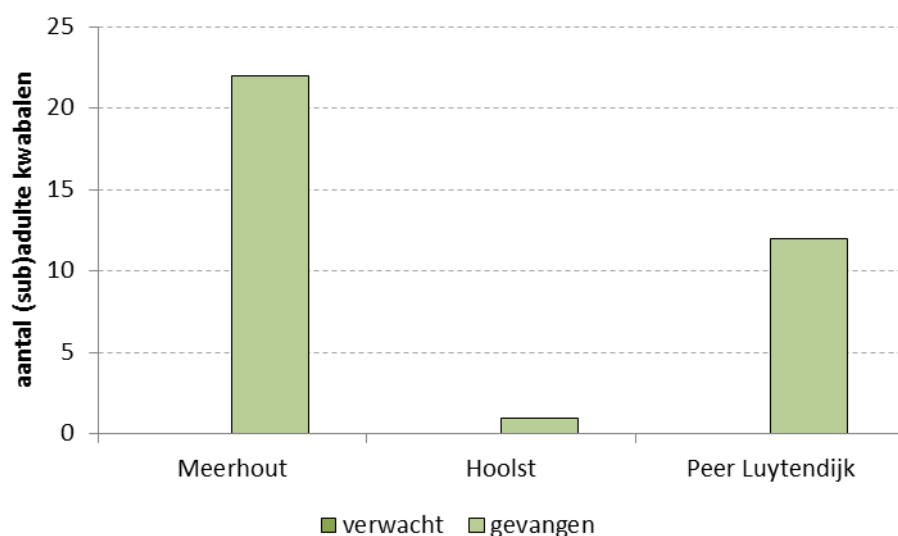
De trajecten aan de Hoolstmolen en Peer Luytendijk zijn volgens de HGI-modellen (zo goed als) ongeschikt voor kopvoorn (Tabel 13). Zoals verwacht, werd amper kopvoorn aangetroffen op beide trajecten (Figuur 55). Beide trajecten blijken op basis van de modellen echter wel geschikt voor (sub)adulte en juveniele serpeling (Tabel 13). Tevens werd op beide locaties nagenoeg geen (sub)adulte serpeling gevangen. Op het traject aan de Hoolstmolen lag ook het gevangen aantal juveniele serpelingen ver onder de verwachtingen. De gevangen aantallen lagen dan weer hoger dan de verwachte aantallen op het traject aan Peer Luytendijk (Figuur 55).

Tabel 13 De verwachte en effectief gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns, serpelings en adulte kwabalen respectievelijk per 100, 150 en 100 m op de drie afvistrajecten. De trajecten in rood gemarkeerd, worden op basis van de respectievelijk HGI-modellen als ongeschikt beschouwd, de trajecten in geel als matig geschikt en die in groen als geschikt.

traject		kopvoorn				serpeling				kwabaal	
		0+		(sub)adult		0+		(sub)adult		(sub)adult	
		verwacht	gevangen	verwacht	gevangen	verwacht	gevangen	verwacht	gevangen	verwacht	gevangen
Meerhout	0-100	22	4	3	2	3	0	2	2	0	0
	100-200	12	4	3	3	4	1	2	3	0	2
	200-300	9	1	4	2	3	0	0	0	0	1
	300-400	13	0	5	3	3	0	1	1	0	7
	400-500	8	18	9	1	7	5	8	7	0	12
	Totaal	64	27	24	11	20	6	13	13	0	22
Hoolstmolen	0-150	2	0	0	1	39	0	18	9	0	1
P.L.dijk	0-100	3	3	0	0	18	19	15	1	0	12



Figuur 55 Vergelijking van de verwachte met de gevangen aantallen juveniele en (sub)adulte kopvoorns (links) en serpelingen (rechts) op de drie afvistrajecten in de Grote Nete.

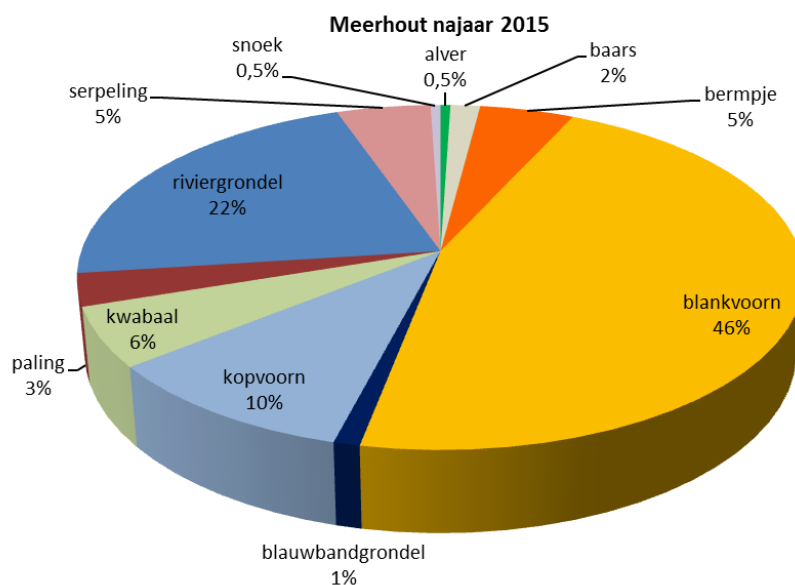


Figuur 56 Vergelijking van de verwachte met de gevangen aantallen (sub)adulte kwabalen op de drie afvistrajecten in de Grote Nete.

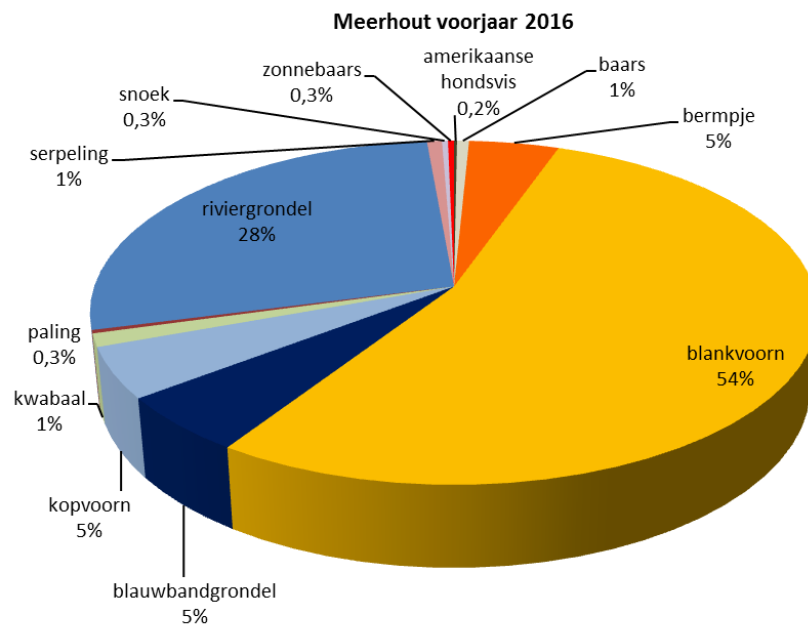
Soortendiversiteit

In totaal werden 12 vissoorten aangetroffen op de Grote Nete. Respectievelijk 11 en 9 soorten werden gevangen aan de Meerhout- en Hoolstmolen, en 7 op het traject aan Peer Luytendijk.

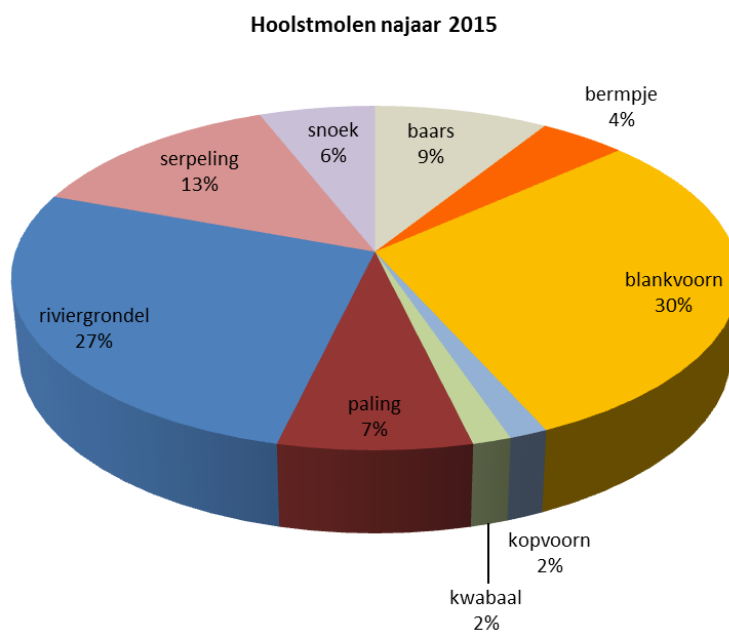
Figuur 57 tot en met Figuur 62 tonen de aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op de drie afvistrajecten. De soortensamenstelling op het afvistraject aan de Meerhoutmolen en Hoolstmolen zijn vergelijkbaar. De meest aangetroffen vissoorten in de vangst zijn op beide plaatsen blankvoorn en riviergrondel. Op het traject aan Peer Luytendijk zijn de meest voorkomende soorten serpel (najaar 2015), beekprik (voorjaar 2016), bierpje en kwabaal.



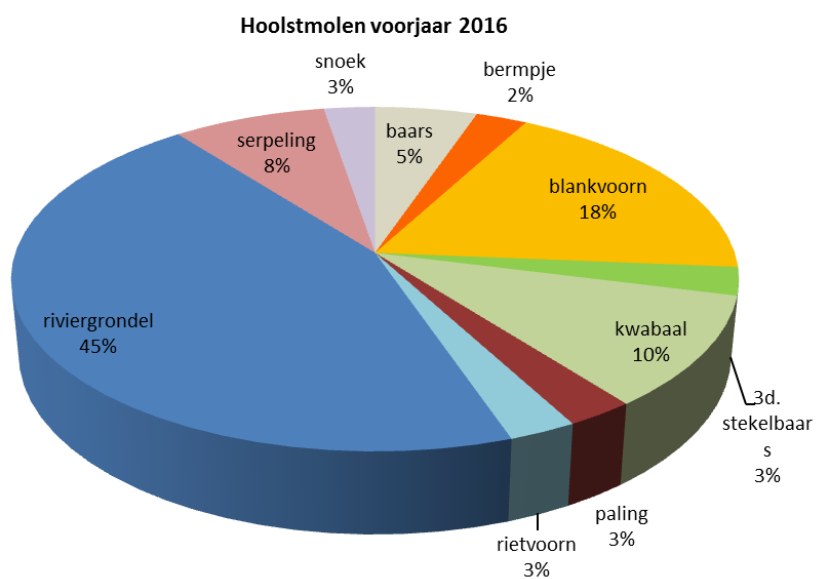
Figuur 57 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Meerhout in najaar 2015.



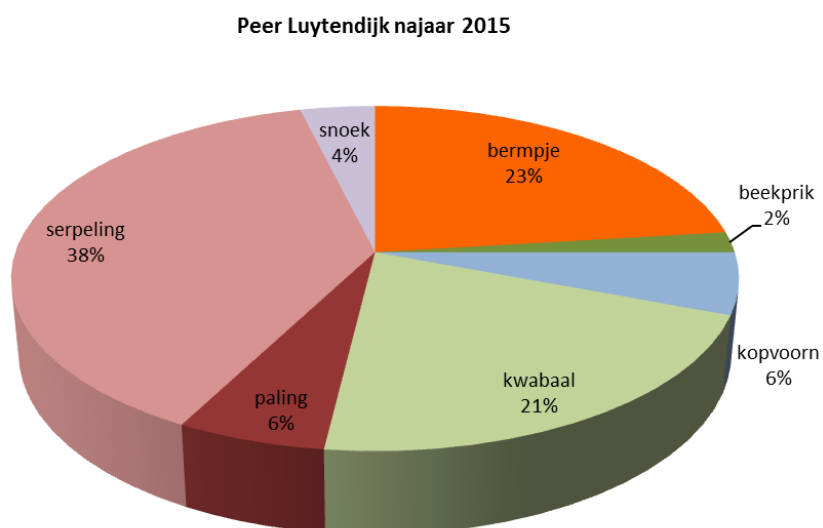
Figuur 58 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Meerhout in voorjaar 2016.



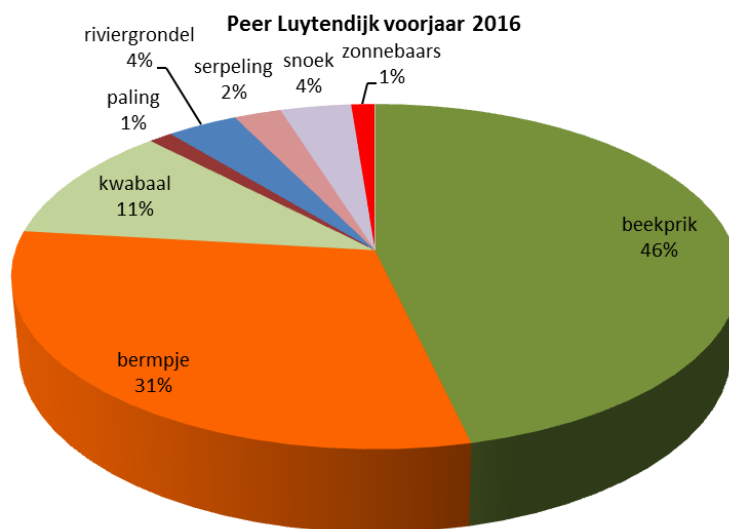
Figuur 59 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Hoolstmolen in najaar 2015.



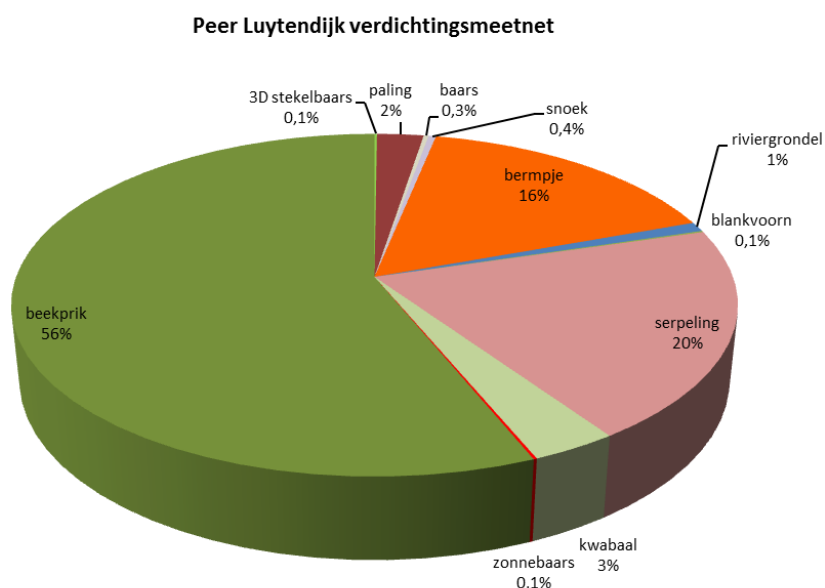
Figuur 60 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Hoolstmolen in voorjaar 2016.



Figuur 61 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Peer Luytendijk in najaar 2015.



Figuur 62 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissoorten op het afvistraject Peer Luytendijk in voorjaar 2016.



Figuur 63 Aantalsverhoudingen van de gevangen vissen op de afvistrajecten in het kader van de evaluatiebevissingen en het verdichtingsmeetnet.

3.2.1.4.2 Bespreking

Bij de afvissingen van de Grote Nete in het najaar van 2015 werden de drie doelsoorten gevangen op elk bevist traject. In voorjaar 2016 daarentegen werd kopvoorn enkel aangetroffen in Meerhout. Serpeling en kwabaal werden wel op de drie locaties gevangen. Ook juveniele kopvoorns en serpelingsen werden boven water gehaald in zowel najaar 2015 als voorjaar 2016, wat er op wijst dat beide soorten zich succesvol hebben kunnen voortplanten. Bijgevolg kan worden gesteld dat er in de Grote Nete een zichzelf instandhoudende kopvoorn- en serpelingpopulatie voorkomt. Hoewel er tijdens de afvissingen geen enkele juveniele kwabaal werd gevangen, werden er bij de afvissingen in het kader van het onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal wel enkele gevangen in de Asbeek en in de Heiloo (zie sectie 3.2.2.3). Er is dus ook sluitend bewijs dat de kwabaal zich in het gebied van de Grote Nete voortplant. Het succes ervan is (voorlopig) echter (nog) redelijk beperkt.

Op het traject aan de molen van Meerhout werd een hoog aantal kopvoorn aangetroffen. Uit de habitatanalyse op basis van de eerder opgestelde HGI-modellen blijkt dit traject inderdaad geschikt te zijn voor juveniele kopvoorns en matig geschikt voor adulten. Een groot deel van de kopvoornvangst bestond inderdaad uit 0+ dieren. De gevangen aantallen liggen evenwel lager dan verwacht. De andere trajecten komen uit de habitatanalyse (zo goed) als ongeschikt voor kopvoorn naar voor. Het beperkte aantal holle oevers en debris zoals dood hout liggen daarvoor aan de basis, maar ook de stroomsnelheid en zelfs de diepte zijn op de trajecten eerder suboptimaal. Er werden dan ook bijna geen kopvoorns gevangen.

De trajecten aan Peer Luytendijk en Hoolstmolen zijn volgens de HGI-modellen geschikt voor zowel juveniele als (sub)adulte serpelings. Desondanks werden op het traject aan de Hoolstmolen geen juveniele serpelings gevangen, en slechts de helft van het verwachte aantal (sub)adulte serpelings. Op het traject aan Peer Luytendijk daarentegen werden meer juvenielen gevangen dan verwacht. Het aantal (sub)adulte serpelings lag wel een flink stuk lager dan het verwachte aantal.

Op basis van het HGI-model wordt op geen enkel afvistraject kwabaal verwacht vanwege de beperkte aanwezigheid van holle oevers. Desondanks werd een behoorlijk aantal kwabaal op het traject aan Meerhout en aan Peer Luytendijk aangetroffen. Kwabalen hebben nood aan schuilplaatsen tijdens hun (sub)adulte levensfase. Holle oevers zijn daarom ideaal. Ook grote stenen, dood hout, stroomkuilen en dense vegetatiepakketten kunnen als schuilplaats worden aangewend.

Wanneer de gevangen aantallen juvenielen en (sub)adulten van de drie doelsoorten worden vergeleken met de gevangen aantallen van vorige jaren (Tabel 14) blijkt dat het gevangen aantal juveniele kopvoorns op het traject aan de Meerhoutmolen dit jaar verdubbelde ten opzichte van vorig jaar. Het aantal (sub)adulte kopvoorns lag dan weer lager. Het gevangen aantal juveniele serpelings op dit traject daalde daarentegen ten opzichte van 2014, terwijl het aantal subadulten steeg. Het gevangen aantal kwabalen bleef status quo. Op het traject aan de Hoolstmolen werden dit jaar geen juveniele kopvoorns en serpelings gevangen. Aan Peer Luytendijk steeg het aantal gevangen juveniele serpelings fors ten opzichte van 2014.

In het najaar van 2015 werden in totaal minder vissoorten boven water gehaald dan in het najaar van 2014, namelijk 11 in plaats van 17 op dezelfde trajecten. Dit jaar werden twee alvers gevangen, maar geen dwergmeerval en vetje. Het aantal soorten dat per traject gevangen werd, lag ook iets lager dan vorig jaar. In het najaar van 2016 werden dan weer meer soorten in totaal gevangen op de drie trajecten in vergelijking met de overeenkomstige trajecten in het voorjaar van 2015. Het gaat om 11 vissoorten in voorjaar 2015 in vergelijking met 15 vissoorten in voorjaar 2016. In het voorjaar werd onder andere driedoornige stekelbaars en rietvoorn gevangen in tegenstelling tot het jaar daarvoor.

Er worden geen noemenswaardige verschuivingen waargenomen in de procentuele soortensamenstelling van de vangst op het traject aan de Meerhout- en Hoolstmolen. Enkel op het traject aan Peer Luytendijk kan een hoger aandeel van serpeling worden opgemerkt in de vangst. Het aandeel aan kopvoorn in de vangst daalde dit jaar tot 0. Ook opvallend was dat tijdens de afvissingen in het kader van het verdichtingsmeetnet 56% van de totale vangst (dus na vier opeenvolgende afvissingen) bestond uit beekprik.

Tabel 14 Overzicht van de aantallen juvenielen en adulten die van elk doelsoort jaarlijks gevangen zijn op het traject aan Meerhoutmolen, de Hoolstmolen en aan Peer Luytendijk.

	Meerhout		Hoolstmolen		Peer Luytendijk	
	kopvoorn					
jaar	0+	adult	0+	adult	0+	adult
2015	29	11	0	1	3	0
2014	11	22	1	2	4	8
2013	1	18	0	7	/	/
2012	1	6	1	29	/	/
2011	5	25	0	8	/	/
2010	302	25	0	0	/	/
2009	16	22	0	8	/	/
2008	7	19	2	6	/	/
serpeling						
jaar	0+	adult	0+	adult	0+	adult
2015	6	13	0	9	19	1
2014	24	2	1	3	0	1
2013	0	2	0	4	/	/
2012	5	1	1	28	/	/
2011	3	1	5	12	/	/
2010	4	8	0	0	/	/
2009	16	1	8	17	/	/
2008	0	9	0	4	/	/
kwabaal						
jaar	0+	adult	0+	adult	0+	adult
2015	0	22	0	1	0	12
2014	0	23	0	4	0	10
2013	0	27	0	2	/	/
2012	0	0	0	6	/	/
2011	0	6	0	5	/	/
2010	0	8	0	1	/	/
2009	0	9	0	6	/	/

3.2.2 Onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal

3.2.2.1 Doelstelling

Een herintroductie is pas volledig geslaagd als de uitgezette populatie zich succesvol reproduceert en een aanzienlijk deel van die nakomelingen doorgroeit tot geslachtsrijpe dieren. Alleen zo kan er zich een gezonde, duurzame populatie vestigen. Uit de opvolging van de uitgezette kwabaalpopulatie in de Grote Nete blijkt dat de uitgezette dieren goed overleven en groeien. Ze worden ook paairijp. De vangst van kwabaaljuvenieltjes in 2010 en 2014 en van enkele kwabaallarven in 2014 in en rond de Asbeek wijst er op dat de kwabaal zich ook voortplant. Met dit onderzoek willen we in de eerste plaats nagaan of de kwabaal zich ook in 2015 voortgeplant heeft in het gebied van de Grote Nete. Omdat het bepalen van het paaisucces van de kwabaal moeilijk is, willen we daarnaast gaandeweg ook onze methodes en technieken op basis van nieuwe inzichten uit de literatuur en ervaringen op terrein verder ontwikkelen en aanpassen om dit onderzoek te vergemakkelijken.

In het voorjaar van 2015 zijn we ook nagegaan of de kwabaal zich nu al dan niet voortplant in de Meynekomplas in Aldeneik. Eind oktober 2014 werd daar een kwabaaltje van 8 cm gevangen (van Giels en van der Meer, 2015). Het was de vraag of deze het resultaat zijn van natuurlijke reproductie van de kwabaal in de grindplas of van een verkeerde uitzetting van gekweekte 0+ kwabalen.

3.2.2.2 Zoektocht naar larven

Kwabaallarven kunnen op verschillende manieren gemonitord worden. De meest courante methode voor het vangen van kwabaallarven is nog steeds het gebruik van fijnmazig schepnetten, planktonnetten en drijfnetten maar ook lichtvallen worden sporadisch gebruikt (Taylor, 1998; Paragamian et al., 2011). Een combinatie van beide technieken is ook mogelijk (Stapanian, pers. comm.).

3.2.2.2.1 Visueel

Door hun pelagische en sterk positief fototactische levenswijze hangen kwabaallarven op zonnige voojaarsdagen bovenaan in de waterkolom waardoor ze 'makkelijk' waargenomen kunnen worden. In het poeltje waar we in 2014 in totaal vijf kwabaallarven vingen, vonden we bij een eerste controle op 24/2 geen kwabaallarven terug. Bij een tweede controle op 13/3 daarentegen vingen we zonder veel moeite 13 kwabaallarven op een oppervlakte van 1 m². Bij de eerste controle waren de afgepaaide kwabaaleitjes waarschijnlijk ofwel nog niet ontloken ofwel maar net. Vlak na het ontluiken liggen de larven meestal bewegingsloos op de bodem om bij verstoring in een korte uitbarsting in verticale richting naar boven te zwemmen (wriggling behaviour) en daarna met de kop naar beneden terug naar de bodem te zinken (Taylor en McPhail, 2000). Pas na het vullen van hun zwemblaas worden ze pelagisch en kunnen ze waargenomen worden. De gevonden densiteiten zijn in overeenstemming de bevindingen van Ghan en Sprules (1991) en McPhail (1997). Vlak na het ontluiken kan de densiteit aan larven tot 15 larven/m² zijn, een maand later is de densiteit vaak al teruggevallen tot 1 larfje/m² vanwege de hoge mortaliteit waaraan kwabaallarven onderhevig zijn. Ook Ryder en Pesendorf (1992) stellen dat een densiteit van 14 tot 15 kwabaallarven/m² niet abnormaal is vlak na het ontluiken. Uiteindelijk overleeft slechts 1% van eistadium tot het stadium dat de larven een bentische levenswijze aannemen (Carl, 1992). De hogere densiteit aan kwabaallarven die we in 2015 in het poeltje terugvonden ten opzichte van 2014, lijkt een positief gevolg te zijn van een partiële schoningsactie die begin december 2014 in onderling overleg tussen ANB en INBO plaatsvond.

Dat we nu al twee jaren op rij kwabaallarven vangen in het poeltje maakt duidelijk dat de kwabalen echt wel gebruik maken van met de hoofdloop geconnecteerde poelen. Het fragmentarisch aanleggen van met de hoofdloop geconnecteerde poelen, en liefst van tijdelijke poelen aangezien die een geringere roversdruk hebben, kan dus echt wel een goede herstelmaatregel zijn voor kwabaal. Desondanks moeten we blijven streven naar het herstel van de laterale connectie tussen waterloop en valleigebied waardoor de kwabaal weer gebruik kan maken van langdurig geïnundeerde overstromingsvlakten als kraamkamer.

Naast het poeltje, hebben we op 13/3 ook een langdurig overstroomd weiland langs de Asbeek gecontroleerd en de grachten die in weilanden van ANB langs de Grote Nete liggen in de omgeving van Heynsbergen. Bij een terreinbezoek van INBO en ANB eind 2014 leken deze grachten wel potentieel te hebben als paai- en opgroeigebied voor kwabaal mits het vrijmaken van de connectie met de Grote Nete. Omwille van de frequente hoge waterstand van de Grote Nete in de winter, beslisten we deze grachten dit voorjaar toch al eens te onderzoeken.

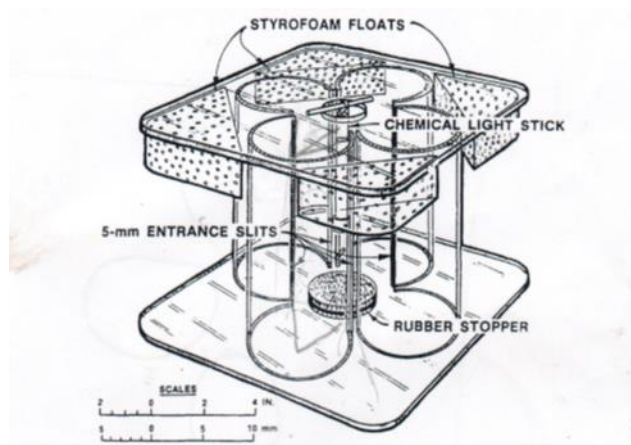
Een visuele zoektocht naar kwabaallarven in de Meynekomplas leverde niets op.

3.2.2.2.2 Lichtval

Veel vislarven zijn positief fototactisch en worden dus aangetrokken door licht. Daardoor is het mogelijk lichtvallen in te zetten voor het bepalen van de soortensamenstelling van vislarven en hun abundanties in de natuur. Lichtvallen zijn vooral ideaal voor het monitoren van begroeide habitats zoals draslanden waar netten moeilijk tot niet ingezet kunnen worden. Uiteraard kunnen ze enkel 's nachts gebruikt worden.

Kwabaallarven zijn sterk positief fototactisch, lichtvallen kunnen dus gebruikt worden voor deze soort. De voordelen van deze methode voor het bepalen van het voortplantingssucces van kwabaal in de natuur ten opzichte van het visueel zoeken naar larven zijn dat er beter gestandaardiseerd gewerkt kan worden, dat ze minder tijdsrovend is zodat er op korte tijd veel meer plaatsen bemonsterd kunnen worden en vooral ook dat ze minder weersafhankelijk is.

De lichtval die we in het kader van dit onderzoek op kwabaallarven uittestten, is geïnspireerd op de WRP Technical Note FW-EV-3.1 uit 1994 (zie Figuur 64). Deze technische fiche beschrijft de constructie van een licht-geactiveerde plexiglasen val. Deze is zelf een adaptatie van de Quatrefoil val van Floyd et al. (1984) die in het verleden al voor de monitoring van kwabaallarven gebruikt werd (Taylor, 1998). De aanwezige vislarven worden door een intense lichtbron in het midden van de constructie aangetrokken en zwemmen daarbij door de nauwe spleten van 5 mm tussen de vier plexiglasen buizen naar het midden van de val. Eens ze in de val zitten, is ontsnappen quasi onmogelijk vanwege die smalle openingen. Als lichtbron gebruikten wij hier een LED-verlichting die in een glazen proefbuis geplaatst werd, aangedreven door een batterij in plaats van een chemische lightstick.

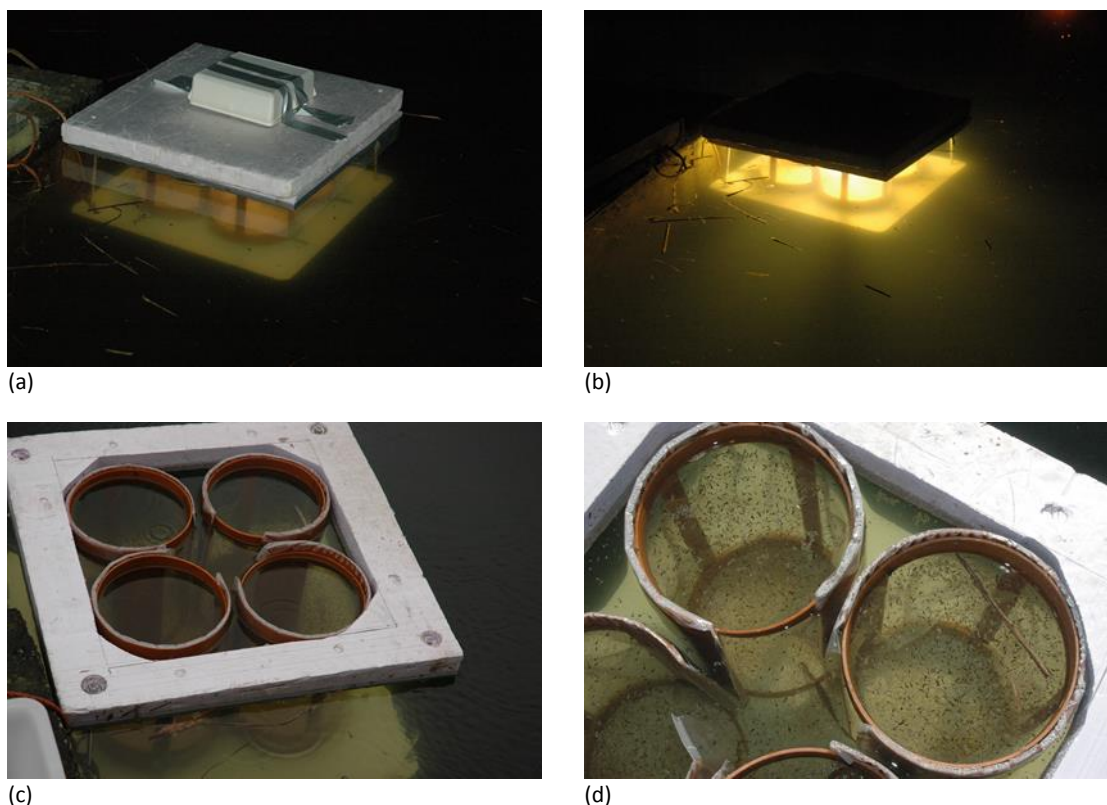


Figuur 64 Een lichtval voor fototactische vislarven (WRP Technical Note FW-EV-3.1 (1994)).

In het voorjaar werd een prototype van deze lichtval gebouwd en in Linkebeek preliminair getest in enkele opgroei vijvers voor kwabaal (Figuur 65), vooral om na te gaan of dit type val effectief gebruikt kan worden om kwabaallarven te vangen en om na te gaan tot welke leeftijd/grootte we de val kunnen gebruiken om de dieren te vangen. De val werd zowel in een vijver met een hoge kwabaalbezetting (30 000 larven/0,086 ha of zo'n 348 837 larven/ha) als in een vijver met een lage kwabaalbezetting (500 larven/0,065 ha of 7 692 larven/ha) getest.

We kunnen uit de preliminaire testen besluiten dat lichtvallen effectief gebruikt kunnen worden voor het vangen van kwabaallarven in helder stilstaand water, ook op locaties met lage densiteiten. De larven worden ook van op redelijk grote afstand tot de lichtbron aangetrokken. Zo werd de val ook getest in de nacht nadat we 500 kwabaallarfjes uitgezet hadden aan de inlaat van de vijver. De volgende ochtend vonden we 43 larven terug in de val die aan de uitlaat van de vijver, dus helemaal aan de andere kant van de vijver (45 m), geplaatst was.

Een lichtval biedt dus zeker mogelijkheden voor intensiever onderzoek naar voortplantingssucces in plassen (vb. grindplassen, backwaters of depressies in natuurlijke overstromingsvlakten) en mits ze diep genoeg zijn ook in grachten en langdurig overstroomde weilanden. De bruikbaarheid in troebele systemen zoals in de Grote Nete en zijn zijlopen moet nog onderzocht worden.



Figuur 65 Impressie van de werking van de lichtval in een opgroeiwijver op de kwekerij van Linkebeek die dicht bezet was met kwabaallarven, (a) de lichtval net na het plaatsen, (b) de val in werking, (c) en (d) vangst (kwabaallarven en plankton) na één nacht.

Het succes van de val daalt duidelijk naarmate de larven groter worden. Het is logisch dat de kwabaaltjes niet meer met een lichtval gevangen kunnen worden wanneer ze overschakelen op een volledig benthische levenswijze en lichtschuw worden. De overschakeling gebeurt tussen 2 à 3 cm. Tussen de volledig pelagische en volledig benthische fase zit er wel een transitiefase. In die periode kunnen wel nog enkele larven gevangen worden, daarna niet meer. Wanneer de overgang naar een benthische levenswijze precies plaatsvindt, is afhankelijk van voedselaanbod en watertemperatuur maar waarschijnlijk kan de val toch tot zo'n zes weken na het ontluiken van de larven gebruikt worden.

Na het testen van de lichtval op de kwekerij, hebben we de val ook nog op het veld getest in het poeltje aan de Asbeek, in de Meynekomplas en op enkele plaatsen in de Grote Nete. Het resultaat was overal negatief. Of er effectief geen kwabaaljongen zaten, kunnen we niet met zekerheid stellen. Tegen de tijd dat we de zelf gebouwde lichtvallen effectief konden gaan testen, waren de jongen hoogstwaarschijnlijk al omgeschakeld naar een benthische levenswijze met het bijhorende negatief fototactische gedrag.

3.2.2.3 Zoektocht naar juvenielen

Juveniele kwabalen zijn, zelfs bij grote, gezonde populaties, moeilijk te vangen (Cott, pers.comm.). Dat bleek ook uit ons experiment om de efficiëntie van elektrisch vissen na te gaan (Vught et al., 2015). In een poging om de vangstefficiëntie toch te verhogen, hebben we de bevissingen in tegenstelling tot de vorige jaren vervroegd naar eind mei/begin juni. Volgens de literatuur komen de kwabaaljuvenielen op dat moment al wel voor in de zijlopen maar nog in de ondiepe, litorale zones. Iets later trekken ze naar de diepere stukken van de waterloop en verschuilen ze zich vaak onder dense vegetatiepakketten waardoor ze nog moeilijker te vangen zijn.

3.2.2.3.1 Materiaal en methode

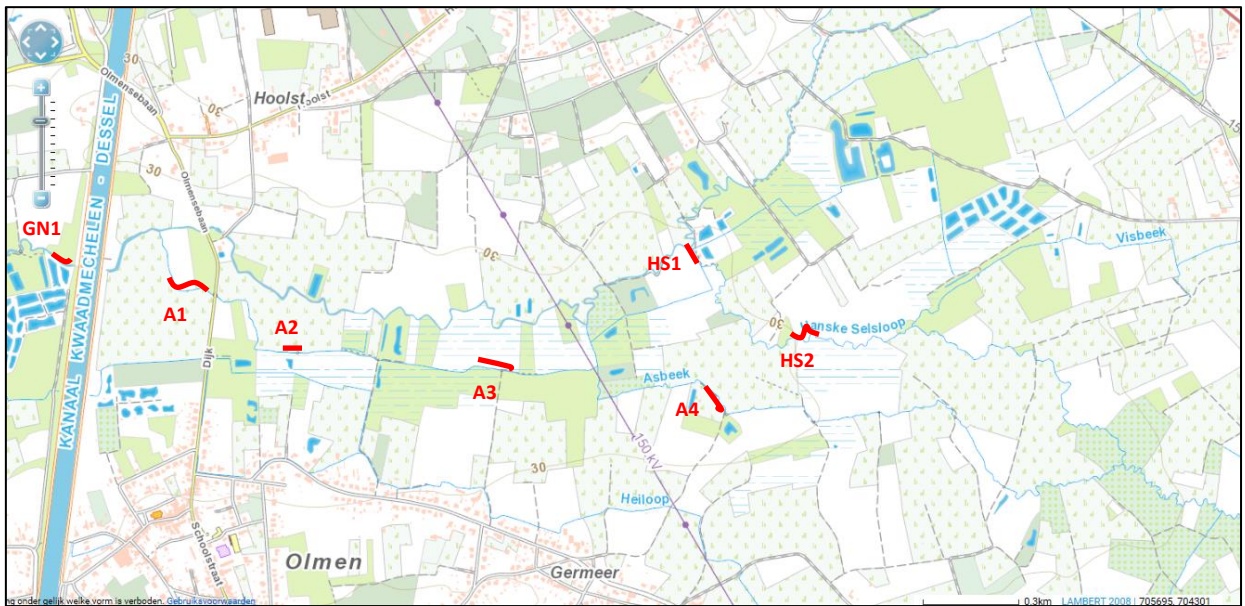
In het kader van het onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal in het gebied van de Grote Nete bevisten we in 2015 op 29 mei en 1 en 2 juni verschillende trajecten op de meeste zijlopen van de Grote Nete elektrisch (Tabel 15 en Figuur 66 tot en met Figuur 69). De trajecten zijn licht gewijzigd t.o.v. 2014. Zo hebben we ervoor gekozen om op de Asbeek een extra traject te bemonsteren stroomafwaarts van het poeltje waar we in 2014 en 2015 kwabaallarven vonden en de trajecten stroomopwaarts van het poeltje niet af te vissen. Daarnaast hebben we ook een traject op de Grote Nete juist onder het kanaal Kwaadmechelen-Dessel afgevist om eventuele dispersie van de kwabaaljuvenielen in de Grote Nete stroomafwaarts van de Asbeek op te kunnen merken. Tabel 15 geeft een overzicht van de verschillende trajecten die per zijloop bemonsterd werden, de datum van de afvissing en de afgevisste lengte van het traject.

Alle trajecten werden wadend elektrisch afgevist met één elektrode/vangnet over een afstand weergegeven in Tabel 15 waarbij de volledige breedte van de waterloop gecoverd werd. Er werd gevist met een draagbaar elektrisch toestel (DEKA 3000).

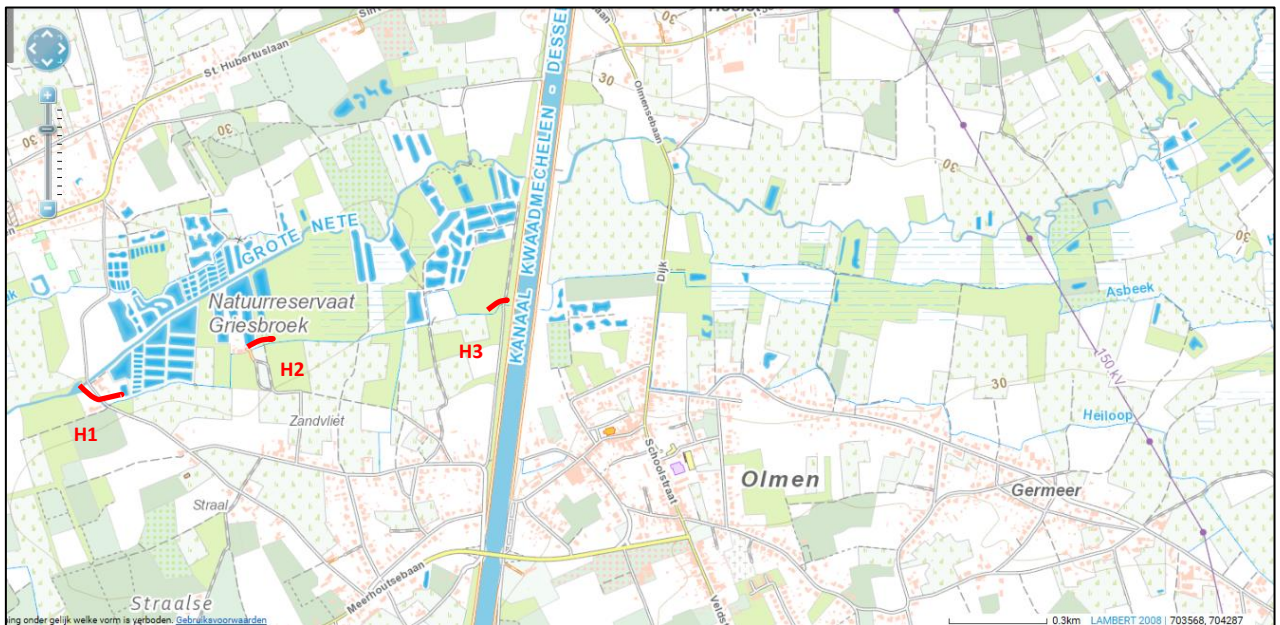
Elke gevangen vis werd gedetermineerd. Van alle gevangen kopvoorns, serpelingen en kwabalen bepaalden we de individuele lengtes (vorklengte voor kopvoorn en serpeling en totale lengte voor kwabaal). Nadien werden de dieren teruggezet.

Tabel 15 Overzicht van de verschillende afvistracten per zijloop van de Grote Nete, de datum waarop gevisst werd en de afgevisste lengte (m) van het traject.

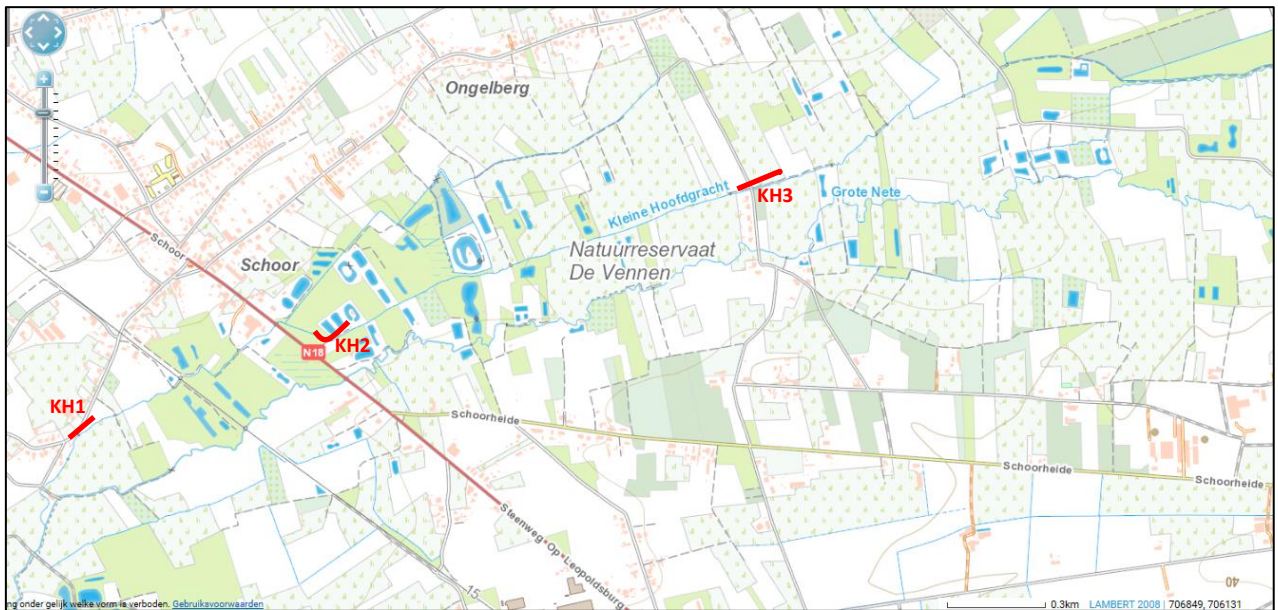
waterloop	Traject (code traject op Figuur 66 t.e.m. Figuur 69)	Datum	Afvislengte (m)
Asbeek	Stroomopwaarts van de monding (A1)	29/5	160
	A2	29/5	50
	A3	29/5	100
	met de Asbeek verbonden poeltje	29/5	
	Traject rond inlaat poeltje (A4)	29/5	60
Grote Nete	SA van het kanaal Kwaadmechelen-Dessel (GN1)	29/5	100
Heiloo	Stroomopwaarts van de monding (H1)	1/6	70
	SO van de brug Centenial (H2)	1/6	60
	SA van het kanaal Kwaadmechelen-Dessel (H3)	1/6	50
Hanske Selsloop	SO monding (HS1)	2/6	50
	tss wandelknooppunten 78&56 (HS2)	29/5	30
	poel ter hoogte van HS2	29/5	
Kleine Hoofdgracht	KH1	2/6	100
	KH2	2/6	80
	KH3 (aan Peer Luytendijk)	2/6	70
Zeeplaat	SO monding (Z1)	1/6	70



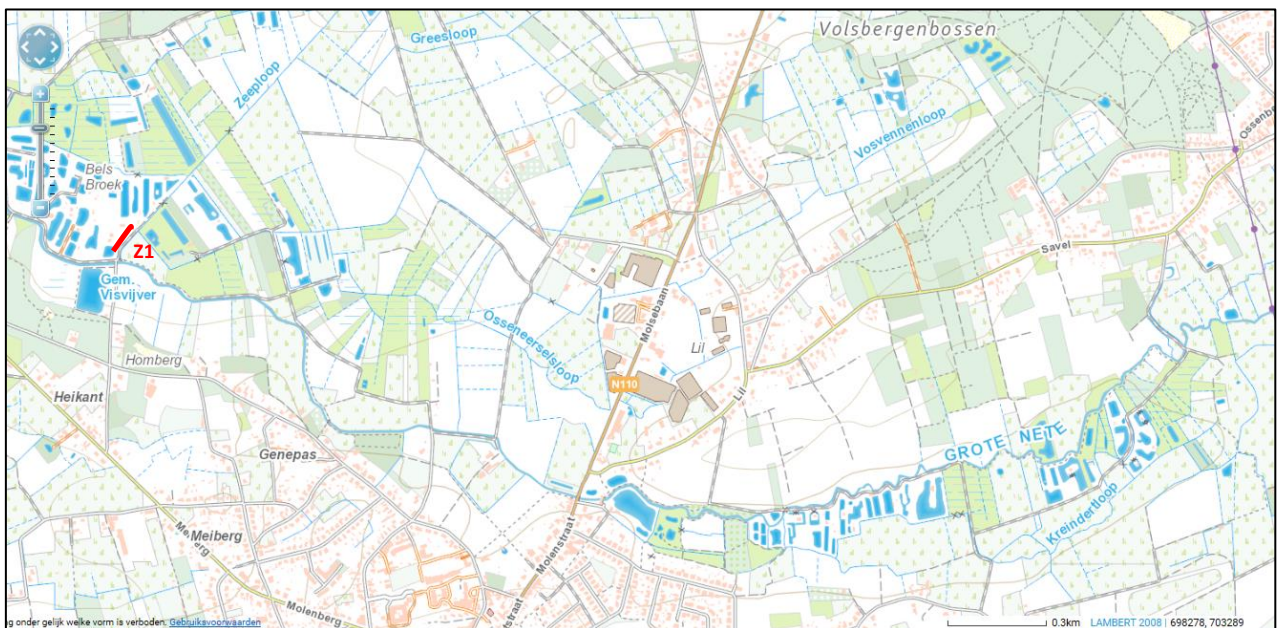
Figuur 66 Ligging van de in 2015 afgeviste trajecten op de Asbeek, Grote Nete en Hanske Selsloop.



Figuur 67 Ligging van de in 2015 afgeviste trajecten op de Heilooop.



Figuur 68 Ligging van de in 2015 afgeviste trajecten op de Kleine Hoofdgracht.



Figuur 69 Ligging van het in 2015 afgeviste traject op de Zeeplaat.

Op 29 juni 2015 zijn we, als extra controle naast de zoektocht naar kwabaallarven op zicht en met de lichtval, ook nog eens elektrisch gaan vissen langs de oevers van de Meynekomplas in Maaseik.

3.2.2.3.2 Resultaten

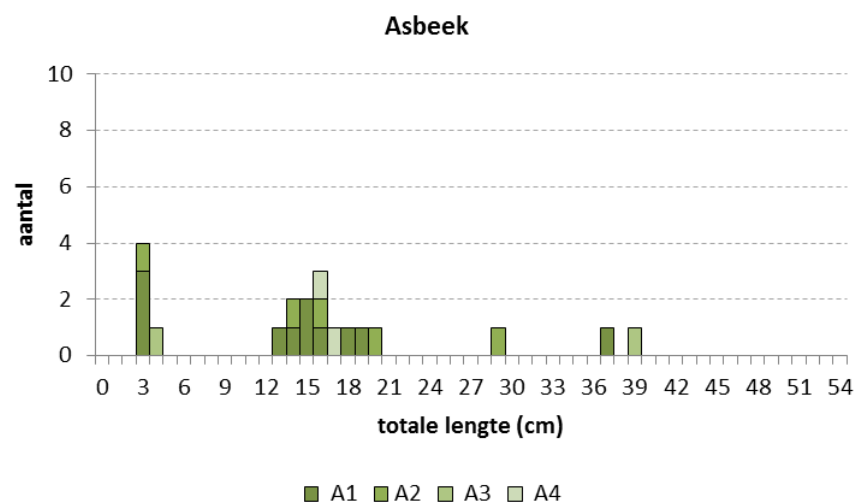
Tabel 17 geeft de effectieve aantallen die per soort gevangen zijn op de verschillende afvistrajecten. We vingden in totaal 18 vissoorten. In de Heiloo vingden we daarnaast, net stroomopwaarts van de monding, ook twee Chinese wolhandkrabben.

Op de bemonsterde trajecten in de Asbeek stroomafwaarts van het poeltje waar we in het voorjaar van 2014 en 2015 kwabaallarven vingden (de trajecten A1, A2 en A3) werden in totaal vier kwabaaljuвениelen gevangen en op het traject van de Heiloo net onder het kanaal Kwaadmechelen-Dessel (H3) nog eens twee. Het was de eerste keer dat er op de Heiloo kwabaaljuвениelen gevangen werden. Tabel 16 geeft de individuele lengtes van de gevangen

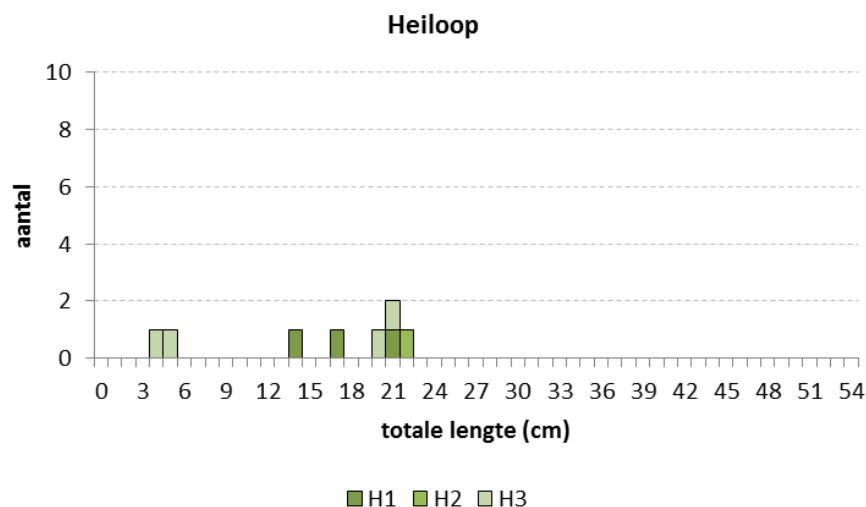
kwabaaltjes weer. Figuur 70 en Figuur 71 geven de lengte frequentieverdelingen ervan weer. We kunnen op basis van deze resultaten met zekerheid stellen dat de kwabaal zich deze winter in de Asbeek en Heiloo voortgeplant heeft (Figuur 72).

Tabel 16 Individuele lengtes (cm) van de in 2015 gevangen kwabaaljuvenielen.

Zijloop	Asbeek			Heiloo
Afvistraject	A1	A2	A3	H3
Lengte (cm)	4	3,7	4,7	5,2
	3,6	/	/	4,8
	3,3	/	/	/



Figuur 70 Lengte frequentieverdeling van de kwabalen gevangen op de bemonsterde trajecten op de Asbeek



Figuur 71 Lengte frequentieverdeling van de kwabalen gevangen op de bemonsterde trajecten op de Heiloo.



(a)



(b)



(c)

Figuur 72 In 2015 gevangen kwabaaljuvenielen in de Asbeek (a en b) en Heilooop (c).

In de Kleine Hoofdgracht werden enkel adulte kwabalen gevangen, namelijk twee van 35 cm op het traject KH1 en eentje van 47 cm op het traject KH2. Op het traject H3 in de Heilooop werd één juveniele kopvoorn van 1,2 cm gevangen en in de Zeeploop eentje van 2,5 cm, de rest van de gevangen kopvoorns behoorden tot de klasse 1+ of meer. Er werden geen juveniele serpelingen gevangen op de bemonsterde trajecten.

In de Meynekomplas in Aldeneik vingen we bij het elektrisch bevissen van de oeverzone naast heel veel jonge paling (± 20 cm) ook zwartbekgrondel, karper, baars, snoek (waaronder eentje van 5 cm), broed van vetje, pos, bittervoorn, zeelt, een rivierkreeftje en ook een kwabaal van 12 cm, twee van 15 cm, eentje van 16 cm en een laatste van 25 cm.

Tabel 17 Effectieve vangstaantallen per soort op de verschillende afvistracten per zijloop van de Grote Nete in het kader van het onderzoek naar het voortplantingssucces van de kwabaal in het gebied van de Grote Nete

	Asbeek					Grote Nete	Hanske Sels			Heilooop			Zeeplloop	Kleine Hoofdgracht		
	A1	A2	A3	poeltje	A4	GN1	HS1	poel	HS2	H1	H2	H3	Z1	KH1	KH2	KH3
kwabaal	11	5	2		2					3	1	4		2	1	
kopvoorn	1									4		1	3	2	5	
serpeling										1				3		
alver			1													
baars	1					8					1	1		4		
beekprik	4	1					2							2	3	1
bermpje	36	5	4		6	4				14	2	13	2	6	2	1
blankvoorn	4	2	28			2	1			7		9	29	13	2	2
blauwband										1	1		5	1		
dwergmeerval	1												2	1		
hondsviis	3		8	3	4		6	7	5					7		2
paling	5	7	1		2	4				5	2	8		12	2	2
rietvoorn														1		
riviergrondel	1	1	2		1	8				83	2	6	10	15	2	16
snoek	7	3	6		3	1	10	3	2			4	2	5	2	
vetje											1					
zeelt	1															
zonnebaars			7	1	5	5	15	5		1		5	7	1		1

3.2.2.4 Conclusie

Op basis van dit onderzoek kunnen we met zekerheid stellen dat de kwabaal zich in het gebied van de Grote Nete voortgeplant heeft in de winter van 2014-2015. We vingen voor de tweede keer op rij kwabaallarven in het poeltje aan de Asbeek en voor de derde keer juvenielen in de Asbeek zelf. Daarnaast vingen we voor de eerste keer sinds de opstart van dit onderzoek ook twee juvenieltjes in het traject van de Heilooop net stroomafwaarts van het kanaal Dessel-Kwaadmechelen. Waar de kwabaal zich voortgeplant zou kunnen hebben in en rond de Heilooop hebben we echter nog niet kunnen achterhalen.

De vangst van kwabaallarven twee jaren op rij toont aan dat de kwabalen, ondanks dat de omstandigheden misschien niet ideaal zijn, toch gebruik maken van het poeltje langs de Asbeek om er te paaïen. Het aanleggen van met de hoofdloop geconnecteerde poeltjes kan dus echt wel goede herstelmaatregel zijn voor kwabaal. Desondanks moeten we blijven streven naar het herstel van de laterale connectie tussen waterloop en valleigebied waardoor de kwabaal weer gebruik kan maken van langdurig geïnundeerde overstromingsvlakten als kraamkamer.

We hebben geen enkele aanwijzing dat de kwabaal zich voortplant in de Meynekomplas. We vonden, ondanks onze inspanningen, geen kwabaallarven of juvenielen. De gevangen kwabalen zijn dus hoogstwaarschijnlijk toch het gevolg van een verkeerde uitzetting. Grindplassen zoals de Meynekomplas bieden echter toch heel wat mogelijkheden als paaï- en opgroeigebied voor kwabaal. Het is dan ook interessant om deze denkpiste op te nemen in toekomstig onderzoek in het kader van het herstelproject rond kwabaal.

We vingen evenwel enorm veel jonge paling in de Meynekomplas. Alhoewel het nooit echt bewezen is, kan de uitzet van paling het succes van kwabaal in de weg staan omwille van competitie voor voedsel en schuilplaatsen. In Duitsland heeft men gezien dat heel wat kwabaalpopulaties na het stopzetten van palinguitzettingen plots een enorme groei kenden (Bunzel-Drüke, pers.comm.).

3.2.3 In kaart brengen van potentiële knelpunten die een succesvolle herintroductie van kwabaal in de weg staan

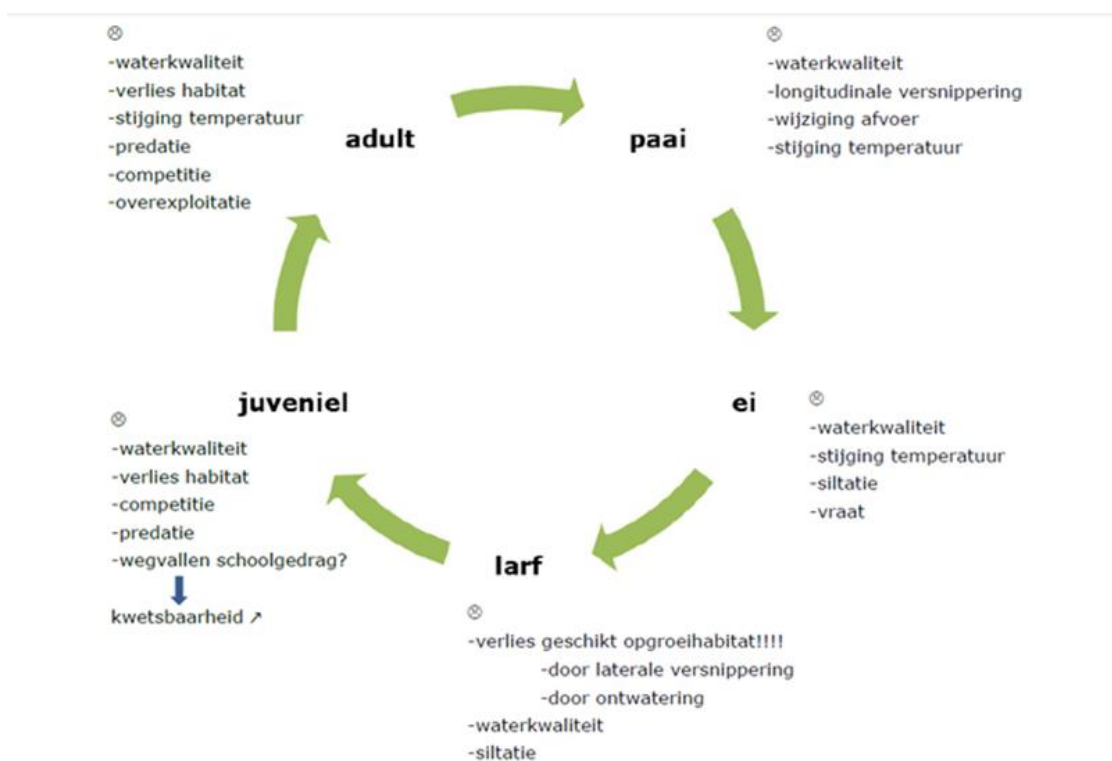
3.2.3.1 Inleiding

Ondanks de goede groei en overleving van de uitgezette kwabalen en de tekenen van natuurlijke reproductie in de Asbeek in 2010, 2014 en 2015 en in de Heilooop in het voorjaar van 2015, kunnen we de herintroductie van kwabaal in Vlaanderen voorlopig nog niet echt succesvol noemen. Er heeft zich tot nu toe noch in de Ilse, noch in de Grote Nete al een duurzame kwabaalpopulatie kunnen vestigen. In Noord-Rijnland-Westfalen zijn in het verleden meermaals kwabalen uitgezet als enige beheermaatregel tegen de achteruitgang van de soort. Ook hier werd vastgesteld dat de uitgezette dieren goed groeiden maar de vestiging van een zichzelf instandhoudende populatie bleef uit. In tegenstelling tot in Vlaanderen werd er zelfs nooit natuurlijke reproductie van de uitgezette kwabalen vastgesteld (Bunzel-Drüke et al. 2004b).

Wereldwijd falen heel wat herintroductieprogramma's omdat de precieze oorzaken van het verdwijnen van de soort door hiaten in kennis rond de soort vaak onvoldoende goed gekend en geïdentificeerd zijn. Vaak blijkt het habitat (niet alleen qua habitatstructuur maar ook qua voedsel, predatoren, parasieten,...) waar de dieren uitgezet worden toch niet volledig te voldoen aan de eisen die de soort tijdens heel haar levenscyclus aan haar leefomgeving stelt. Het is dus hoogst noodzakelijk de biologie en ecologie van het dier en de relaties met zijn omgeving gedurende elk levensstadium grondig te kennen en te begrijpen. Eigenlijk is dit niet alleen belangrijk voor het opzetten van herintroductieprogramma's maar voor het opstellen van om het even welke beheerstrategie (Mc Phail, 1997).

3.2.3.2 Knelpuntanalyse

In Vught et al. (2015) hebben we, op basis van een uitgebreide literatuurstudie de mogelijke oorzaken van de achteruitgang van kwabaal wereldwijd opgelijst. Figuur 73 geeft hiervan een voorstelling.



Figuur 73 Levenscyclus van de kwabaal met de mogelijke bedreigingen per levensstadium

Op basis van dit schema proberen we in dit deel te achterhalen welke van deze factoren het succes van de kwabaal in het gebied van de Grote Nete in de weg staan.

3.2.3.2.1 Watertemperatuur

De kwabaal is een koudwater minnende soort. Adulten verkiezen eerder koel water en planten zich voort in de winter wanneer de watertemperatuur het laagst is. De watertemperatuur is dus een potentieel knelpunt voor de overleving en voortplanting bij de Vlaamse kwabaalpopulaties aangezien die op de zuidelijke verspreidingsgrens van de soort leven. Om na te gaan of de huidige thermale condities in de Grote Nete overleving en vooral succesvolle voortplanting van de uitgezette kwabalen werkelijk in de weg staan, hebben we het temperatuursregime van de Grote Nete van de afgelopen jaren vergeleken met de thermale vereisten van de kwabaal die in vroegere studies vastgelegd werden.

Kwabalen paaieren in onze contreien tussen eind december en eind januari. De paaiperiode is meestal kort (2 à 3 weken) maar kan soms toch tot een zestal weken uitlopen. De meest bepalende factor die de voortplanting reguleert, is de watertemperatuur (Hardy et al., 2008). Zelfs een kleine temperatuursverhoging van 0 tot 2,5°C kan tot uitstel leiden. In de literatuur spreekt men in het algemeen over paaitemperaturen tussen 0 en 4°C. Toch wordt er ook melding gemaakt van paai bij watertemperaturen buiten deze range, namelijk bij temperaturen tot 6°C en zelfs 7°C (Becker, 1983; Dillen et al., 2008; pers.obs.). De verschillen in thermale optima en grenzen tussen, soms zelfs naburige, vispopulaties, zijn meer dan waarschijnlijk te wijten aan lokale adaptatie aan de thermale regimes binnen hun leefgebied (Leskelä and Kucharczyk, 1995). Het is best mogelijk dat populaties die aan de zuidelijke verspreidingsgrens voorkomen aangepast zijn aan de hogere watertemperaturen in hun leefomgeving dan meer noordelijke populaties.

De watertemperatuur is ook een van de belangrijkste factoren die het succes van het uitzwemmen van de larven bepaalt (Bermudes en Ritar, 1999). Kwabaaleitjes zijn, vooral tijdens de eerste tien dagen van hun ontwikkeling, zeer gevoelig voor temperaturen buiten hun optimale temperatuurrange en voor temperatuurschommelingen (Lahnsteiner et al., 2012). Nadien zijn ze minder gevoelig en verdragen ze hogere temperaturen en schommelingen (Kujawa et al., 1999). Net als voor de paai, lopen ook de in de literatuur vermelde thermale optima voor de ontwikkeling van de kwabaaleitjes uiteen. De meeste auteurs spreken van een optimum tussen 0 en 2°C. Jaeger et

al. (1981) daarentegen spreken van een optimum tussen 4 en 7°C. Uit een incubatie-experiment met Franse kwabaaleitjes uitgevoerd op de viskwekerij van het INBO in Linkebeek is gebleken dat een watertemperatuur tussen 4 en 6°C optimaal is voor de incubatie van de eitjes. Bij hogere temperaturen ging het ontluikingssucces snel achteruit, een watertemperatuur van 10°C was lethaal. Of toch tijdens de eerste dagen van de ontwikkeling want nadien verdragen ze waarschijnlijk hogere temperaturen. Bij incubatie op 6°C ontloek 74% van de eitjes in vitale larven, bij 8°C was dat nog maar 18%. Aangezien de optimale incubatietemperatuur logischerwijze in de buurt van de optimale paaitemperatuur ligt, kunnen we ruwweg stellen dat de optimale paaitemperatuur voor de Franse kwabalen waarschijnlijk ook tussen 4 en 6°C ligt en dat paai bij 8°C nog wel voorkomt maar slechts marginaal succesvol is.

Adulte kwabalen prefereren koel water, het FTP (final temperature preferendum) ligt op 14,2°C (Hofmann en Fischer, 2002). Ze blijken wel temperaturen aan te kunnen tot minstens 23° C, maar de voedselopname is bij deze temperatuur wel lager dan bij lagere temperaturen (Pääkkönen and Marjomäki, 2000). Temperaturen van 27°C en hoger blijken lethaal te zijn (Pääkkönen et al., 2003).

Alhoewel de volwassen dieren in de hoofdloop leven, planten ze zich vooral voort in kleine zijlopen, nevengeulen, afwateringsgrachten, zijarmen en in de geïnundeerde overstromingsvlakten zelf. De migratie naar geschikte paaigronden zou volgens sommige auteurs, naast de waterafvoer (Paragamian et al., 2005; Dillen et al., 2008), ook door de watertemperatuur getriggerd kunnen worden. Volgens Paragamian en Wakkinen (2008) start de migratie bij Noord-Amerikaanse kwabalen in de herfst en moet de watertemperatuur tegen de eerste week van november beneden 5°C dalen voor een succesvolle migratie. Hochleitner (2002) daarentegen stelt dat de paaimigratie op gang komt wanneer de watertemperatuur tussen september en november tot 10-12°C daalt. Bij een studie naar de paaimigratie van kwabaal in de rivier La Bar in Noord-Frankrijk vonden Dillen et al. (2005a) echter geen aanwijzing dat de watertemperatuur zou moeten dalen voor een succesvolle migratie. Integendeel, de migratie begon bij toename van de waterstand en de daarmee samenhangende stijging in watertemperatuur. Bij onderzoek naar het paaimigratiegedrag van kwabaal in de Grote Nete vonden Van den Neucker et al. (2009) dat een plotse verhoging in waterstand inderdaad een stimulus kan zijn voor het in gang zetten van de paaimigratie. De grootste migratiepiek vond in deze studie echter plaats na een periode met een lagere watertemperatuur en een constante afvoer of waterstand. Omwille van de tegenstrijdige informatie hebben we besloten dit aspect niet mee op te nemen in de lijst van criteria om de geschiktheid van het thermale regime van een waterloop voor kwabaal te beoordelen.

Op basis van voorgaande informatie beoordelen we dat het thermale regime van een waterloop geschikt is voor de overleving, groei en voortplanting van kwabaal als:

- de watertemperatuur tijdens de potentiële paaiperiode van de kwabaal in onze streken (ruwweg tussen kerst en eind januari) minimaal 10 dagen na elkaar onder 6°C ligt voor een optimale paai en ei-ontwikkeling. Een periode van minimaal 10 dagen na elkaar met een watertemperatuur onder 8°C is suboptimaal maar geeft toch nog kans op succes, zij het eerder beperkt. Hogere watertemperaturen of kortere aaneensluitende periodes maken de voortplanting van kwabaal moeilijk tot zelfs onmogelijk.
- de maximale temperatuur tijdens de zomerperiode de lethale bovengrens van 27°C niet overschrijdt.

We hebben het temperatuursregime in de Grote Nete tijdens de voorbije jaren afgetoetst aan deze criteria. De watertemperaturen zijn met thermologgers (HOBO TidbiT v2 Water Temperature Data Logger) door het INBO opgemeten ter hoogte van de brug aan de Smissestraat in Meerhout. Figuur 74 geeft het temperatuursverloop weer van december 2008 tot het voorjaar 2015. De grijze strook geeft de meest waarschijnlijke periode weer waarin de kwabaal in onze streken paait, namelijk tussen kerst en eind januari. De groene lijn is de grens van 6°C, dit is de bovengrens van de optimale temperatuursrange voor de paai en ei-ontwikkeling van onze Franse kwabalen. De rode lijn is de grens van 8°C waarboven een succesvolle paai en ei-ontwikkeling volgens onze studie met Franse kwabaaleitjes quasi uitgesloten is.

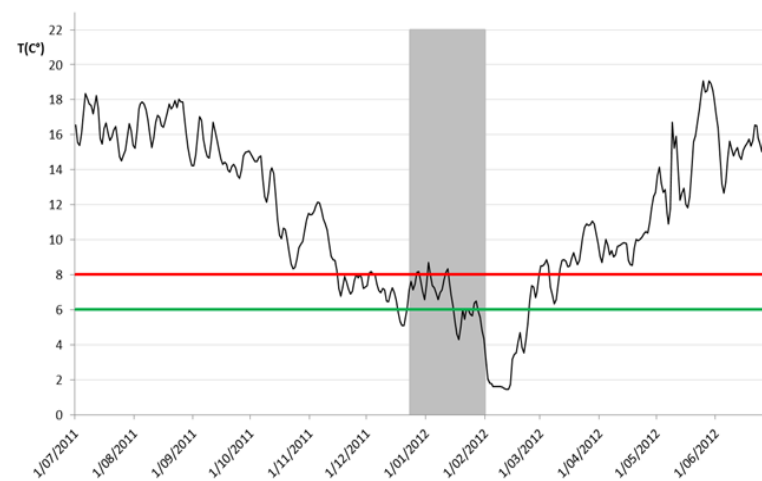
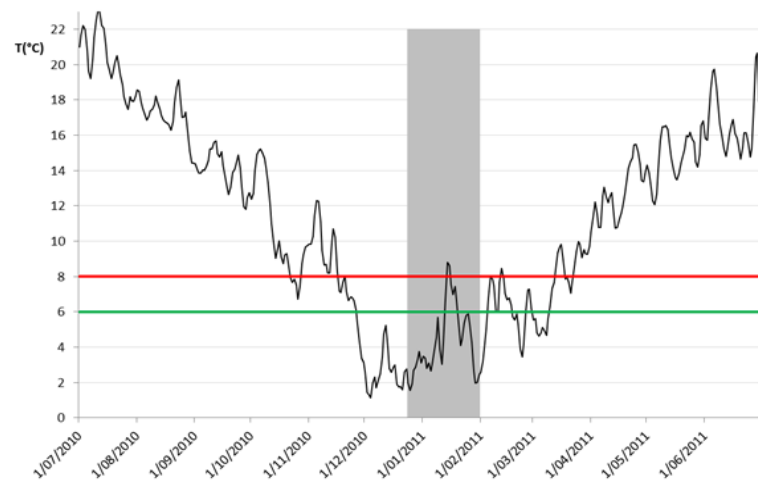
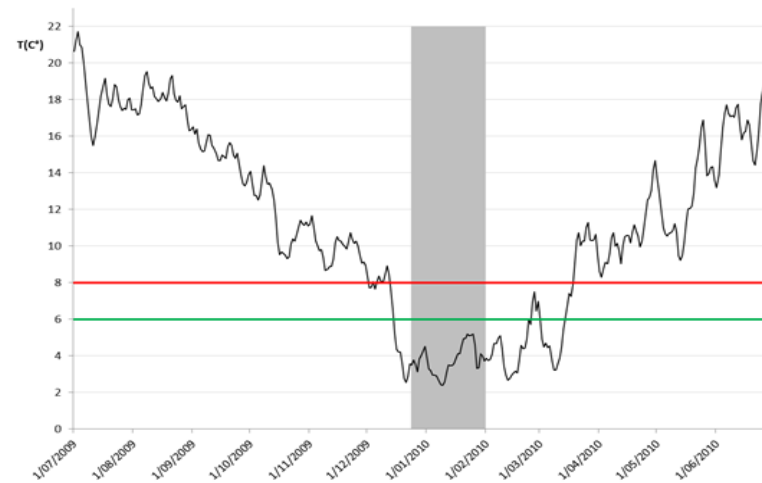
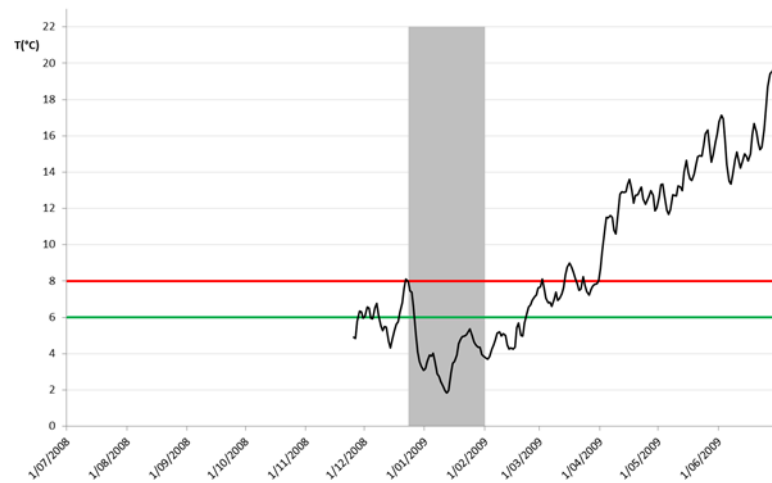
Het thermale regime tijdens de winters van '08-'09, '09-'10 en '10-'11 was uitstekend voor de paai en ei-ontwikkeling van kwabaal. De gemiddelde dagelijkse watertemperatuur lag tijdens de voortplantingsperiode minimum 20 dagen na elkaar onder 6°C (Tabel 18), ruim voldoende voor een succesvolle rijping, paai en ei-ontwikkeling. De daaropvolgende winter ('11-'12) schommelde de gemiddelde dagelijkse watertemperatuur tijdens het eerste deel van de paaiperiode tussen de 6 en 8°C met regelmatig een overschrijding van de 8°C-grens. In het tweede deel van de paaiperiode zakte de gemiddelde dagelijkse watertemperatuur wel onder 6°C. Door heel lichte schommelingen, waarbij de temperatuur maximaal 6,5°C bereikte, lag de watertemperatuur in de Grote Nete

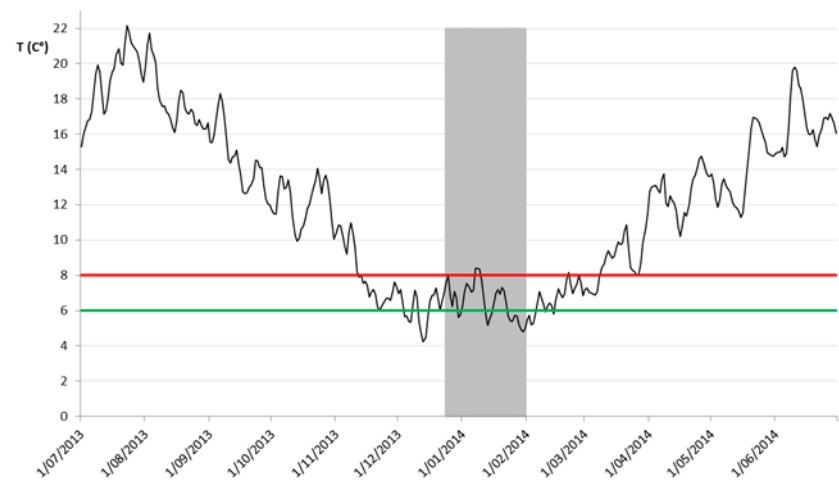
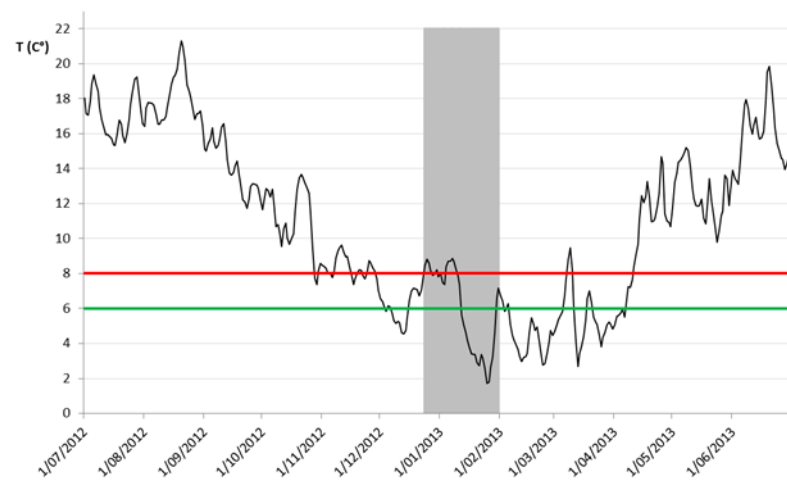
echter maar 4 aaneengesloten dagen onder 6°C (Tabel 18) . Deze periode werd wel onmiddellijk gevolgd door een lange koudeperiode in februari waarbij de temperatuur onder 6°C bleef. Vanaf half januari werd de bovengrens van 8°C wel niet meer overschreden. Alhoewel het temperatuurverloop niet optimaal was voor de voortplanting van kwabaal, moet reproductie zeker mogelijk geweest zijn maar de kans is groot dat het succes ervan eerder beperkt zou zijn. In de winter van '12-'13 zakte de gemiddelde dagelijkse watertemperatuur op 12 januari onder 6°C en bleef 18 dagen na elkaar onder die grens (Tabel 18), lang genoeg om succesvolle reproductie mogelijk te maken. De winter '13-'14 was een zachte winter. Slechts 9 dagen na elkaar lag de watertemperatuur onder 6°C (Tabel 18), toch lag de watertemperatuur tijdens voldoende opeenvolgende dagen onder 8°C waardoor ook hier reproductie van kwabaal niet volledig uit te sluiten valt. De winter van '14 en '15 lijkt beter te doen aan de thermale vereisten van kwabaal voor de voortplanting. In het begin van de paaiperiode lag de watertemperatuur 14 dagen na elkaar onder 6°C (Tabel 18).

We verwachten op basis van de temperatuuranalyse niet onmiddellijk problemen met de zomertemperaturen. De lethale temperatuur voor adulten werd nooit bereikt (Tabel 19). Daarenboven zijn er waarschijnlijk ook voldoende refugia in de Grote Nete door bv. de insijpeling van kwel waar adulte kwabalen zich zouden kunnen trekken.

Op basis van deze ruwe analyse kunnen we stellen dat de watertemperatuur in de Grote Nete wel geschikt is voor de vestiging van een duurzame kwabaalpopulatie. Ondanks de eerder zachte winters van de laatste jaren blijft het voor de kwabaal mogelijk om zich voor te planten alhoewel het temperatuursverloop in sommige winters eerder suboptimaal is voor de paai en eiontwikkeling van kwabaal. We moeten wel rekening houden met het feit dat het hier gaat om watertemperaturen die in de hoofdloop zelf opgemeten zijn. Kwabalen paaïen zelden tot nooit in de hoofdloop zelf maar trekken kleine zijlopen, nevengeulen, afwateringsgrachten en overstroomde weilanden op om te paaïen. In deze systemen daalt de watertemperatuur hoogstwaarschijnlijk meer dan in de winter zelf vanwege de geringere waterdiepte en vanwege het eerder stilstaande of traagstromende karakter ervan.

De resultaten van onze analyse stemmen overeen met die uitgevoerd door Dillen et al. (2005a). Ook zij stelden dat in de Grote Nete gedurende meerdere opeenvolgende jaren geschikte temperaturen voor de voortplanting van de kwabaal tijdens de paaiperiode werden opgemeten en dat ook het temperatuursverloop tijdens de zomerperiodes geen enkel probleem was voor de overleving van de kwabalen.





Figuur 74 Temperatuursverloop in de Grote Nete (t.h.v. de brug van de Smissestraat in Meerhout) van de winter van 2008 tot en met het voorjaar 2015 (data INBO).

Tabel 18 De periode(dagen na elkaar) per winter dat de watertemperatuur de grens van 6 en 8°C niet overschrijdt.

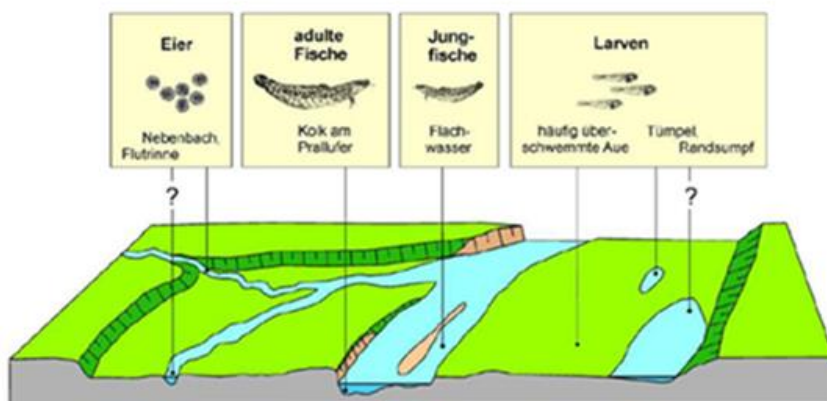
Winter (jaar)	'08-'09	'09-'10	'10-'11	'11-'12	'12-'13	'13-'14	'14-'15
Aantal aaneengesloten dagen < 6°C	36	39	20	4	18	9	15
Aantal aaneengesloten dagen < 8°C	39	39	21	19	21	22	21

Tabel 19 Maximale watertemperatuur (°C) en het aantal dagen dat de watertemperatuur de grens van 27°C overschrijdt per jaar.

Zomer (jaar)	'09	'10	'11	'12	'13	'14
Max. temp (°C)	21,7	23,2	20,7	21,3	22,1	21,4
Aantal dagen > 27°C	0	0	0	0	0	0

3.2.3.2.2 Habitatverlies

Figuur 75 geeft een goede voorstelling van het ideale habitatgebruik van de kwabaal gedurende zijn leven.



Figuur 75 Habitatgebruik van de kwabaal gedurende zijn leven (uit Bunzel-Drüke et al., 2004a).

De (sub)adulte kwabalen leven overdag verscholen in de hoofdloop zelf (Dillen et al., 2005a). De beschikbaarheid van schuilplaatsen zoals holle oevers, stroomkuilen, dood hout, boomwortels en macrofyten, bepaalt hun aanwezigheid en densiteit (Worthington et al., 2011).

In de winter trekken de geslachtsrijpe dieren zijlopen, afwateringsgrachten, nevengeulen en ondergelopen weilanden op om er te paaien. Half februari zwemmen de larven meestal uit en eind februari/begin maart vullen ze hun zwemblaas en worden ze pelagisch. De pelagische kwabaallarven zijn redelijk 'hulpeloos' tot ze metamorfoserend. Ze zijn zeer gevoelig voor stroming, concurrentie en predatie. Voor een goede overleving en groei dient het water aan volgende eigenschappen te voldoen:

- Het water dient bij voorkeur stilstaand of zéér zwak stromend te zijn.
- Het bezit een voldoende ontwikkelde litorale zone.
- Het water is rijk aan plankton.
- Er zijn weinig predatoren en de concurrentiedruk is beperkt.

In het voorjaar langdurig geïnundeerde overstromingsvlakten voldoen aan al deze criteria. Door de snelle opwarming van het ondiepe stilstaande water, is er op korte tijd een enorme explosie aan plankton en door de tijdelijkheid van de systemen is er weinig tot geen roversdruk en concurrentie. Ze zijn dan ook dé ideale kinderkamers voor kwabaal. Idealiter blijven deze gebieden of de plassen onder water tot eind maart/begin april. Tegen dan zijn de pelagische larven overgeschakeld op een bentische levenswijze en kunnen ze met het zich terugtrekkende water naar de hoofd- en zijloop trekken. Ook zijarmen en met de hoofdloop geconnecteerde meren, plassen en poelen kunnen gebruikt worden als paai- en opgroei gebied voor kwabalen (Sorokin, 1971; Fisher, 2000; Degerman en Sers, 1994). De predatie- en concurrentiedruk door andere soorten kan hier wel hoger liggen (cfr. de Eendekom langs de Kleine Hoofdgracht (zie Vught et al., 2015)) waardoor het overlevingssucces van de kwabaallarven significant kan achteruitgaan.

De kwabaaljuvenieltjes houden zich in de hoofd- en zijloop eerst nog op in de ondiepe, warmere litorale zones vooraleer ze verhuizen naar de diepere delen van de waterloop met een dense ondergroei van macrofyten. De aanwezigheid en densiteit van juveniele kwabalen wordt net als dat van de (sub)adulten bepaald door de aanwezigheid van schuilplaatsen.

De kwabaal is door zijn specifieke levenswijze erg gevoelig voor natuurlijke en antropogene habitatverstoring (Stapanian et al., 2009). De meeste Vlaamse waterlopen zijn ingedijkt, opgestuwd en gekalibreerd (rechtgetrokken, verdiept en verbreed) waardoor ze hun natuurlijke dynamiek verloren hebben en de relatie met hun valleigebieden verbroken is met degradatie van de biotoopkwaliteit in en langs de waterlopen tot gevolg en daarmee samenhangend de achteruitgang van de kwabaal.

Op de trajecten in de Grote Nete waar kwabalen zijn uitgezet lijkt het aantal schuilplaatsen niet echt beperkend te zijn voor het voorkomen van (sub)adulte en juveniele kwabalen. Stroomopwaarts van de watermolen van Meerhout wordt de Grote Nete immers gekenmerkt door een goede structuurkwaliteit en voldoende vegetatie. Om het habitat voor de adulte en subadulte kwabalen eventueel toch nog te verbeteren kan eventueel groot dood hout (boomstammen en grotere takken) in de waterloop ingebracht worden (Johnson et al., 2003), zodat door afbuiging van de waterstroom oevers onderspoeld worden. Om afkalving tegen te gaan en het proces van het vormen van holle oevers te bevorderen, is het aan te raden om de oevervegetatie zo weinig mogelijk te maaien. Op die manier kunnen er zich struiken en bomen op de oever vestigen, waar ze met hun wortelstelsel het afkalven van onderspoelde (uitgeholde) oevers belemmeren (Cowx en Welcomme, 1998).

De beschikbaarheid van geschikt paai- en opgroei habitat vormt daarentegen wel een groot probleem. Door het verbreken van de laterale connectie tussen de waterloop en haar valleigebied en de verdroging van de valleigebieden door drainage, waterpeilverlaging en drinkwaterwinning zijn er zo goed als geen natuurlijke overstromingsvlakten meer die én bereikbaar zijn én op het juiste moment en lang genoeg onder water staan. Daarnaast zijn er langs de Grote Nete ook weinig tot geen met de rivier geconnecteerde vijvers of plassen waardoor de opgroei van de larven veelal beperkt wordt tot marginaal geschikte locaties in de hoofd- en zijloop, zoals tussen oevervegetatie, met geen tot een zeer laag voortplantingssucces tot gevolg.

De allerbelangrijkste herstelmaatregel voor kwabaal, die nauw samenhangt met het herstel van de natuurlijke rivierdynamiek, is toch wel het herstel van de eenheid tussen waterloop en haar uiterwaarden (met typische structuur) mét haar natuurlijke overstromingsdynamiek (Bunzel-Drüke et al., 2004b; LAVES, 2011). Hierdoor wordt potentieel larvaal habitat, namelijk de ondergelopen overstromingsvlakten zelf maar ook de andere typische waterhoudende systemen binnen de uiterwaarden (zoals grachtjes, oude meanderarmen, poeltjes, plas- en draszones, wielen, etc.) terug beschikbaar. Uiteraard moet hierbij ook verdroging van het valleigebied door drainage, (drink)waterwinning en peilverlaging aangepakt worden. Dit is uiteraard een zware opgave en kan niet zomaar overal gebeuren maar uit onderzoek in de rivier de Lippe in Duitsland is gebleken dat zelfs fragmentarisch herstel van de valleigebieden de kwabaal een enorme boost kan geven (Bunzel-Drüke et al., 2004a).

De aanleg van met de waterloop geconnecteerde ondiepe, liefst tijdelijke, plassen en poelen kan een kleinschaligere herstelmaatregel voor kwabaal zijn. Deze plassen moeten vanaf eind februari waterhoudend zijn en vanaf half april geleidelijk terug leeglopen naar de waterloop. Als ze naast opgroei habitat ook als paaiplaats moeten dienen, wat aan de Grote Nete vermoedelijk zo is, moeten ze vanaf begin december waterhoudend zijn. Door het droogvallen

van deze poelen tijdens de zomermaanden kan de roversdruk in de plassen laaggehouden worden en kan zich een grazige vegetatie ontwikkelen die ideaal is voor kwabaallarven (cfr. overstroomde weilanden als ideale kinderkamers voor kwabaal) en voor een goede planktonontwikkeling in het voorjaar. Aangezien kwabaallarven zich vooral ophouden in de litorale zone, is het beter meerdere kleine plassen te voorzien dan één grote, zo is er meer oeverlengte. Daarnaast kan ook het aantakken van vijvers, oude zijarmen en grachten leiden tot verhoging van het voortplantingssucces aangezien kwabalen ook hiervan gebruik maken om te paaieren.

3.2.3.2.3 Migratieknelpunten

De kwabaal is over het algemeen sedentair maar in de herfst/winter onderneemt hij een paaimigratie naar geschikte paaigronden, inzijlopen, nevengeulen, afwateringsgrachten en geïnundeerde overstromingsvlakten. Het is dus belangrijk dat kwabalen op dat ogenblik ongestoord kunnen migreren. Knelpunten die het longitudinale continuüm verbreken en ook knelpunten die de laterale connectiviteit verstoren zijn daarom nefast voor de soort.

De Grote Nete heeft nog heel wat migratieknelpunten maar er wordt hard aan gewerkt om deze op termijn weg te werken. De kwabalen zijn in alle afgesloten panden uitgezet en kunnen vandaaruit de zijlopen optrekken. De laterale connectie daarentegen is veel minder gewaarborgd. Toegang tot afwateringsgrachten, nevengeulen en overstroomde weilanden zijn zo goed als onbestaand waardoor potentiële paai- en opgroeihabitats onbereikbaar zijn. Dit is een groot knelpunt dat een succesvolle herintroductie van kwabaal in de Grote Nete in de weg staat (zie ook 3.2.3.2.2).

3.2.3.2.4 Waterafvoer

Paragamian et al. (2005) suggereren dat een afvoer van 113-300 m³/s met een gemiddelde van 176 m³/s gedurende minimum 90 dagen tussen midden november en midden februari nodig is voor een succesvolle paaimigratie en paai. Alhoewel gebleken is dat een verandering in de waterafvoer de paaimigratie en paai kan verstoren, lijkt dit geen echt knelpunt te zijn in het herintroductieverhaal van kwabaal in de Grote Nete. Van den Neucker et al. (2010a) stelden in de Grote Nete namelijk ook paaitrek vast na een periode met een stabiele waterafvoer.

3.2.3.2.5 Waterkwaliteit

Verontreiniging wordt aangewezen als een heel belangrijke oorzaak voor de achteruitgang van riviergebonden kwabaalpopulaties. Ook in Vlaanderen ligt de achteruitgang van de waterkwaliteit in het verleden onmiskenbaar mee aan de basis van het verdwijnen van de kwabaal. De kwabaal is gevoelig voor een daling in het zuurstofgehalte. Hij leeft in het algemeen in redelijk zuiver water maar op voorwaarde dat de zuurstofverzadiging voldoende is, kan de soort nog voorkomen in licht tot matig vervuild (β -mesosaproob en α -mesosaproob) water (Bunzel-Drüke et al., 2004b).

De waterkwaliteit van de Grote Nete werd geëvalueerd op basis van de chemische index (CI) die de drie variabelen die invloed hebben op de zuurstofhuishouding van een waterloop combineert, namelijk de procentuele verzadiging aan opgeloste zuurstof, het biochemisch zuurstofverbruik (BOD) en het gehalte aan ammoniakale stikstof (Dillen et al., 2005a). Hoe lager de CI, hoe gunstiger de zuurstofhuishouding. Hoe hoger de CI, hoe ongunstiger de zuurstofhuishouding. Voor kwabaal moet de Chemische Index over het ganse jaar lager dan of gelijk aan 7 te zijn. Evaluatie van de CI in de Grote Nete (zie 3.2.1.4.1) wijst uit dat de zuurstofhuishouding geschikt is voor kwabaal.

Daarnaast is eutrofiëring nefast voor de kwabaal, niet alleen vanwege de zuurstofdaling die ermee gepaard gaat maar ook vanwege de hoge stikstof- en nitraatgehaltes waarvoor de soort gevoelig is (Dillen et al. 2005a) en dan vooral dan tijdens de eerste levensstadia (Hudd en Kjellman, 2002). Zo heeft eutroficatie geleid tot de achteruitgang of het verdwijnen van kwabaalpopulaties in 16% van de Finse meren. Eutrofiëring van de waterloop als gevolg van intensieve landbouw in en rond valleigebieden kan bijgevolg een reëel probleem zijn voor de kwabaal. De bovenlopen van de Grote Nete zijn van nature voedselarm en zeer kwetsbaar voor eutrofiëring en andere vormen van verontreiniging door intensieve landbouw, ongezuiverde huishoudelijke lozingen, overstorten, enz.

Bovendien is bekend dat endocrien verstorende stoffen (veelal organische en anorganische pollutanten) een significante negatieve impact kunnen hebben op Vlaamse vispopulaties (Belpaire, 2013b). Op kwabaal zijn er hieromtrent echter geen studies gebeurd.

3.2.3.2.6 Ecologische interacties

Er zijn geen aanwijzingen dat predatie op (sub)adulte kwabalen en de benthische juvenielen een probleem is in Vlaanderen. Predatie op kwabaallarven kan wel een probleem zijn. De positief fototactische larven vormen een hapklare brok voor planktivore soorten of de planktivore levensstadia van sommige soorten. Het is dan ook belangrijk dat opgroeigebieden vrij zijn van roversdruk. Tijdelijke systemen zoals overstromingsgebieden zijn daarom ideaal. Ook geconnecteerde poelen of zijarmen die droogvallen of waarin de levensomstandigheden tijdens de zomermaanden slecht zijn, zijn ook geschikt.

Alhoewel er geen echt bewijs voor is, kunnen palingen, vanwege een gelijkaardige levenswijze, met juveniele en (sub)adulte kwabalen concurreren voor schuilplaatsen en voedsel. We raden dan ook aan voorzichtig te zijn met glasaaluitzettingen in waterlopen waar de focus op de herintroductie van kwabaal ligt (Bunzel-Drüke, pers.com.).

3.2.3.2.7 Sedimentatie

Naast water wordt er in natuurlijke waterlopen ook vaak een niet te verwaarlozen hoeveelheid sediment getransporteerd. Dit sediment kan afkomstig zijn van natuurlijke erosieprocessen in de waterloop zelf, maar kan ook door wind of water aangevoerd worden vanuit erosiegebieden of door lozingen. Daarnaast kan sediment, via aanvoer van grondwater, rijk aan opgeloste stoffen, ook op een autigene manier (in de waterloop zelf) ontstaan. De afstroming van sediment kan voor verstoring in het aquatische milieu zorgen.

In het Netebekken komt bodemerosie weinig voor. Er komt wel veel ijzerhoudend grondwater voor. Via kwel voedt dit grondwater tal van waterlopen. Het opgeloste Fe^{2+} oxideert hierbij tot Fe^{3+} dat als colloïdaal ijzerhydroxide ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) uitvlokt ('flocs'). Dit colloïdaal ijzer bindt in sterke mate met tal van zware metalen en fosfaat, wat leidt tot chemische erosie. In de Grote Nete zou deze chemische erosie in belangrijke mate bijdragen aan de sedimentafvoer.

Alhoewel kwabalen turbide waters verkiezen (Chen, 1969), zoeken ze tijdens de paai toch helder water op aangezien de eitjes en ook de pas uitgezwommen larven heel gevoelig zijn aan siltatie. Door afzet van fijn materiaal kunnen ze verstikken en afsterven. Ondanks het voorkomen van 'flocs' in de Grote Nete en zijn zijrivieren zijn er toch kwabaallarven teruggevonden. Of de 'flocs' de reproductie van de kwabaal beïnvloeden en in welke mate blijft tot nu toe onduidelijk.

3.2.3.3 Conclusie

Naast de waterkwaliteit is habitatverlies de belangrijkste oorzaak van achteruitgang van de kwabaal. Vooral de uiterste beperkte aanwezigheid van geschikt paai- en opgroeigebied door het verlies en/of onbereikbaar worden van natuurlijke overstromingsvlakten is het belangrijkste knelpunt dat een succesvolle herintroductie van kwabaal in het stroomgebied van de Grote Nete in de weg staat.

Naast allerhande instream herstelmaatregelen om het habitat van de (sub)adulte en juveniele kwabalen te verbeteren, is de allerbelangrijkste herstelmaatregel voor kwabaal dan ook het herstel van de eenheid tussen waterloop en haar uiterwaarde (met typische structuur) mét haar natuurlijke overstromingsdynamiek (frequentie, duur en diepte) (Bunzel-Drüke et al., 2004b; LAVES, 2011). Wanneer herstel van overstromingsvlakten onmogelijk is, kan de aanleg van kleine, met de waterloop geconnecteerde, liefst tijdelijke, ondiepe plassen en poelen soelaas bieden. Dat deze herstelmaatregel werkt voor kwabaal, blijkt uit het feit dat we al twee jaren op rij kwabaallarven observeerden in het poeltje langs de Asbeek. Dit poeltje is bij hoog water bereikbaar vanuit de Asbeek, staat in winter en voorjaar langdurig onder water, is rijk aan voedsel voor de kwabaallarven en heeft weinig roversdruk omdat het in de zomer droogvalt.

Nietemin zou men moeten proberen te streven naar een zo goed mogelijk geomorfologisch herstel van de waterloop én zijn valleigebied. Dit komt niet alleen de kwabaal en heel wat andere soorten zowel in de waterloop als in de kwetsbare waterrijke gebieden errond maar ook de mens. Gezonde waterlopen en hun overstromingsvlakten bieden ons namelijk heel wat voordelen (ecosysteemdiensten zoals regulatie overstromingsrisico, regulatie erosierisico, regulatie waterkwaliteit, ecotoerisme en recreatie, bodemvorming,

houtproductie,...)(<http://www.living-rivers.org/Default.aspx?sifraStranica=164>; Schneiders et al, 2014; <https://freshwaterblog.net/2013/07/30/what-rivers-do-for-us/>).

3.3 Habitatopmeting in functie van stroomminnende soorten in de Trosbeek in Ronse

Dit deel werd omwille van tijdsgebrek niet uitgevoerd.

3.4 Evaluatie van paairiffles van stroominnende soorten

3.4.1 Situering

Zoetwaterecosystemen zijn door hun noodzakelijkheid voor de mens en hun relatief kleine oppervlak reeds lange tijd onderhevig aan anthropogene invloeden. Door menselijk ingrijpen is de kwaliteit van natuurlijke paairiffles voor lithofiele (rheofiele) vissoorten, zoals kopvoorn, serpeling en beekforel (vissoorten die voor hun voortplanting afhankelijk zijn van stenig substraat) in verschillende Europese rivieren afgenomen. Soms zijn de riffles zelfs helemaal verdwenen. Om de rivieren en de vissoorten te helpen, wordt de laatste tijd meer en meer aan rivierrestoratie gedaan (Sondergard and Jeppesen, 2007). Aangezien het substraat van de rivierbedding een belangrijke rol speelt in het ecologisch functioneren van een rivier (Boulton et al., 1998), is het verbeteren van de substraatkwaliteit voor de doelsoorten een cruciaal element voor rivierherstel. Aanpassingen aan bestaande riffles of aanleg van nieuwe riffles zijn twee maatregelen die de habitatkwaliteit, en daarmee de status van lithofiele soorten, opnieuw kunnen verbeteren.

In het kader van het visserijbeleid werden in 2013 vijf kunstmatige paairiffles (in de IJse (twee), de Laan, de Zwalm en de Vleterbeek) beoordeeld op hun geschiktheid als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling. De riffles in de Laan en de Vleterbeek werden ongeschikt bevonden om verder te experimenteren met het aanbrengen van nieuw substraat en de riffle in de Zwalm werd reeds voldoende geschikt bevonden. Enkel in de IJse werd daarom een verse laag grind aangebracht (eind 2013). Tevens werd in de Dalemansloop een nieuwe riffle aangelegd eind 2013, stroomopwaarts van een oude riffle, die in verval raakte. De evolutie van de riffles in de IJse en de Dalemansloop werd aan de hand van een nulmeting voor de aanleg, en een opmeting na de aanleg in 2014 geëvalueerd (Figuur 76). Deze riffles werden in 2015 verder opgevolgd met betrekking tot de evolutie van hun morfologie (diepte, lengte, uitspoeling en/of bedekking met sediment van het grind), en daarmee hun geschiktheid als paaiplaats voor lithofiele vissen. Bijkomend werd de aanwezigheid van paairiffles in de vallei van de drie beken (de Winterbeek, Grotebeek, Kleinebeek en Genemeersbeek in het Demerbekken) onderzocht.

3.4.2 Doelstelling

Dit onderzoek moet inzicht bieden in het nut, de geschiktheid en de duurzaamheid van riffles (grindbedden) als geschikt paaihabitat voor lithofiele soorten in Vlaanderen, om de status van deze populaties te verbeteren. Op basis van deze inzichten kan er dan gericht advies worden gegeven naar de verbetering van bestaande riffles, de aanleg van nieuwe riffles en het beheer er van. Specifiek kan de verworven kennis een basis zijn om een antwoord te bieden op volgende vragen:

1. In welke waterlopen is het herstellen of aanleggen van riffles nuttig en waarom wel of waarom niet?
2. In een waterloop waarvan wordt verondersteld (op basis van waarnemingen, historische kennis of habitatkennis) dat het herstel of de aanleg van riffles nuttig is: zijn er bestaande, vervallen riffles aanwezig in de waterloop?
 - a. Indien wel: is het herstel van deze riffles een duurzame oplossing voor het creëren van paaihabitat voor de lithofiele soorten
 - b. Indien niet: wat zijn de potenties voor de aanleg van nieuwe, duurzame riffles
3. Wat zijn de kenmerken die een riffle geschikt maken als paaihabitat voor de lithofiele soorten, ook specifiek naar elke soort afzonderlijk?
4. Onder welke omstandigheden is het herstel van een oude riffle of de aanleg van een nieuwe riffle duurzaam, specifiek met betrekking tot o.a. volgende variabelen(*):
 - a. Het debiet:
 - i. Voorkomen, grootte en frequentie van piekdebiet?
 - ii. Gemiddelde, minimum en maximum debiet?
 - b. De stroomsnelheid:
 - i. Variatie in stroomsnelheid?
 - c. De morfologie:
 - i. Gemiddelde, maximale en minimale diepte?
 - ii. Variatie in diepte?

- iii. Het type aanwezige substraat
- iv. Beschaduwning van de waterloop
- d. Waterkwaliteit:
 - i. Gemiddelde, minimale en maximale zuurstofconcentratie?
 - ii. Sedimentlading van het water?

Deze vragen kunnen al deels worden beantwoord op basis van het onderzoek naar de paairiffles tot nu, specifiek het antwoord op vraag 3 (Van den Neucker et al., 2012; Van den Neucker et al., 2013). Het onderzoek in 2014 en 2015 moet hier verder inzicht in bieden. Enerzijds gebeurt dit via het uitvoeren en analyseren van veldmetingen van reeds aangelegde riffles (IJse en Dalemansloop), en van potentieel aanwezige riffles (vallei van de drie beken in het Demerbekken). Anderzijds kan dit mogelijk ook via het integreren van kennis en veldgegevens in modellen. Dit laatste moet nog verder worden onderzocht.

3.4.3 Planning 2015

Volgende zaken zullen verder onderzocht worden in 2015 om aanbevelingen te kunnen doen over de slaagkansen, de aanleg en het onderhoud van riffles als geschikt paaihabitat voor lithofiele soorten in Vlaanderen:

- Opvolging van de evolutie en morfologie van de nieuw aangelegde riffles in de IJse en de Dalemansloop (stabiliteit, ingebedheid, aanslibbing, begroeiing) aan de hand van veldmetingen. De evaluatie gebeurt op dezelfde manier als in 2013 en 2014. De evaluatiemethode staat beschreven in het rapport van werkjaar 2013.
- Evaluatie van de aanwezigheid van natuurlijke riffles in de vallei van de drie beken in het Demerbekken (Winterbeek, Grotebeek, Kleinebeek, Genemeersbeek) aan de hand van een veldinspectie. Indien er riffles aanwezig zijn: onderzoek van deze riffles via veldmetingen (diepte, lengte, breedte, substraat, ingebedheid en begroeiing), en evaluatie van de historische en huidige gegevens van de waterlopen waarin de riffles aanwezig zijn (historiek, verhang, bodem en substraat).
- Onderzoek naar de beschikbare methoden en technieken voor de evaluatie van de duurzaamheid van een herstelde of nieuw aangelegde riffle op een specifieke locatie, zoals bijvoorbeeld de geplande nevengeul aan de Ladeuzemolen in de Maarkebeek (Bovenschede beken).

3.4.4 Voorstellen verdere onderzoeks/evaluatiemethode(s) riffles

Tot op heden (rapporten 2013 en 2014) werden de gegevens die werden bekomen bij het opmeten van de aangelegde riffles weergegeven met behulp van staafdiagrammen. Deze geven een overzicht van de observaties voor de gehele riffle. Momenteel wordt een andere manier van tweedimensionale visualisatie uitgeprobeerd. Door de gegevens van elk bemonsterd punt te plotten en interpoleren in GIS kan per gemeten variabele een beeld worden bekomen waarbij in één oogopslag de verspreiding en variatie van de gegevens kan worden bekeken voor de volledige oppervlakte. Dit geeft daardoor meer informatie dan de staafdiagrammen. Beide visualisaties zullen worden meegegeven in dit rapport voor de evaluatie van de riffles in de IJse.

De data die werden verzameld dit jaar werden niet vergaard met het oog op het 2D plotten van de riffles. De riffles werden bemonsterd door middel van random sampling. Enkele stukken van de riffles zijn daardoor per toeval niet opgemeten. Dit zorgt er voor dat die delen van de riffles die niet of van te weinig metingen werden voorzien, niet kunnen worden opgevuld bij de interpolatie. Indien deze visualisatie methode zou worden gebruikt in de komende jaren, zou de sampling methode moeten worden gewijzigd om de figuren met meer nauwkeurigheid te kunnen opstellen. Een gestratificeerde random sampling zou de spreiding van de meetpunten verbeteren, en daarmee ook de kwaliteit van de interpolatie verhogen.

Naar de toekomst toe zou het tevens interessant zijn om het succes van de voortplanting op de riffles te bestuderen. Hierbij zou het ten eerste belangrijk zijn om te kijken of de riffles worden gebruikt als paaiplaats door de doelsoorten. Daarnaast dient ook de ontwikkeling van de eitjes en het opgroeien van de larven opgevolgd te worden.

3.4.5 Evaluatie van aangelegde riffles op de IJse en Dalemansloop in 2015

3.4.5.1 Inleiding

In 2012 en 2013 focuste deze deelstudie op het beoordelen van natuurlijke riffles in Vlaanderen (Van den Neucker et al., 2013a; Van den Neucker et al., 2013b). Deze riffles werden opgemeten en hun geschiktheid als paaihabitat voor stroomminnende soorten (kopvoorn en serpeling) werd geëvalueerd. In december 2013 werden op enkele van de aanbevolen locaties kunstmatige riffles aangelegd met het oog op het verbeteren van de kwaliteit van het (specifiek paai-)habitat voor de stroomminnende soorten. Deze aangelegde riffles in de Dalemansloop (drie grindbedden vormen samen één riffle) en de IJse (twee aparte grindbedden) werden enkele maanden na aanleg van de riffles (in 2014) verder geëvalueerd (Vught et al., 2015). Dit had als doel de evolutie in geschiktheid als paaigrond voor kopvoorn en serpeling op te volgen. Figuur 76 geeft een overzicht van de uitgevoerde metingen en aanleg van de riffles in de tijd.



Figuur 76 Timing van de uitgevoerde metingen voor (t0) en na (t1 en t2) de aanleg van de kunstmatige riffles in de IJse en de Dalemansloop.

3.4.5.2 Doelstelling

Omdat een rivier een dynamisch systeem is, is het noodzakelijk de aangelegde riffles doorheen de tijd op te volgen. Het doel van dit project is om de aangelegde riffles verder te bemonsteren en zo een idee te krijgen van de evolutie en morfologie van de aangelegde riffles (stabiliteit, ingebedheid, aanslibbing en begroeiing), en bijgevolg het behoud van hun geschiktheid als paaigrond voor de stroomminnende soorten. Met dit onderzoek wordt getracht inzichten te verwerven die vervolgens zullen resulteren in aanbevelingen voor de aanleg van nieuwe (duurzame) kunstmatige paairiffles.

3.4.5.3 Onderzoeksvragen

Hoe evolueren de nieuwe kunstmatige paairiffles doorheen de tijd en hoe verschilt het habitat op de locaties voor en na de aanleg van de kunstmatige riffles in termen van morfologie (lengte, breedte, diepteprofiel) en geschiktheid (korrelgrootte, stabiliteit van het substraat, ingebedheid, aanslibbing, stroomsnelheid en begroeiing)?

3.4.5.4 Methode

Metingen ter beoordeling van de toestand van de aangelegde riffles werden uitgevoerd in de lente van 2015 op de volgende locaties:

- de kunstmatige riffle in de IJse t.h.v. de Beekstraat (Neerijse)
- de kunstmatige riffle in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse)

Op de volgende locatie konden geen metingen uitgevoerd worden omdat de aangelegde riffle te diep ligt:

- de kunstmatige riffle in de Dalemansloop stroomopwaarts van de Beekhoek (Geel)

De gegevens werden verzameld op dezelfde manier als vorige jaren. Als **criteria** om de evolutie van de geschiktheid van de kunstmatige riffles voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling in de IJse en de Dalemansloop te beoordelen, werden de bevindingen van de literatuurstudie die gepubliceerd werden in Van den Neucker et al. (2013a) gebruikt.

Volgende variabelen werden gemeten (eenheden tussen haakjes) bij basisafvoer:

- totale lengte van de riffle (m)
- breedte van de riffle (m)
- korrelgrootte substraat (mm)
- aanwezigheid perolithon (algenbedekking) substraat (aan/afwezigheid)
- waterdiepte (cm)
- stroomsnelheid (cm/s)
- debiet (m³/s)
- mate van ingebedheid stenig substraat (Schälchli-klassen)
- beschaduwing (%)
- bedekking waterplanten (%)

Om te beletten dat de bodem te veel verstoord werd alvorens de mate van ingebedheid te bepalen, werden de metingen uitgevoerd in deze volgorde: (1) meting totale lengte van de riffle, (2) meting breedte van de riffle, (3) bepaling van de mate van ingebedheid van stenig substraat, (4) bepaling van de korrelgrootteverdeling (Pebble Count), (5) bepaling van de perolithonbedekking op het stenig substraat, (6) meting van de stroomsnelheid en (7) meting van de waterdiepte, (8) schatten van de waterplantenbedekking, (9) schatten van het percentage beschaduwing en (10) schatting van het debiet.

De totale **lengte van de riffle** werd gemeten met een lintmeter. De stroomaf- en stroomopwaartse grenzen van een riffle zijn enigszins subjectief. De grenzen werden gekozen op basis van (1) een overgang van hard substraat (grind, keien, stenen) naar zacht substraat (klei, slib, zand) en/of (2) een stroming die turbulent is in vergelijking met een eerder laminaire stroming stroomaf- en stroomopwaarts van de riffle. De **breedte van de riffle** werd op vier of vijf plaatsen loodrecht op de oever gemeten met een lintmeter.

Voor het meten van de waterdiepte, de stroomsnelheid en de mate van ingebedheid van het stenig substraat, werd anders tewerk gegaan dan in de vorige studie (Van den Neucker et al., 2013b). Na overleg met de dienst Biometrie en Kwaliteitszorg van het INBO, werd afgestapt van meetpunten in een rooster van 25 cellen met variërende lengte en breedte. Er werd nu gekozen voor 15 tot 40 willekeurige (random) meetpunten.

De **stroomsnelheid** (gemeten 10 cm boven de bodem, tot op 1 cm/s nauwkeurig) en de **waterdiepte** (gemeten vanaf de bodem tot het wateroppervlak, tot op 1 cm nauwkeurig) werden gemeten met een draagbare Marsh McBirney FlowMate™ (model 2000) stroomsnelheidsmeter en bijhorende peilstok. De stroomsnelheid en de waterdiepte werden in elk meetpunt centraal binnen een metalen ring met een diameter van 40 cm bepaald, waarbinnen ook de ingebedheid van het substraat werd ingeschat (Figuur 77).

De mate van **ingebedheid** van het stenig substraat werd bepaald volgens de procedure uitgewerkt door Eastman (2004). Hierbij worden eerst de dominante en subdominante substraatklassen (korrelgrootten) bepaald binnen een metalen ring met een diameter van 40 cm (Figuur 77). Bepalen van de substraatklassen gebeurt door visuele inschatting. De korrelgrootten van de substraatklassen variëren van klei (<0,063 mm), zand (0,063-2 mm), fijn grind (2-6 mm), middelgroot grind (6-20 mm), grof grind (20-60 mm), kleine stenen (60-120 mm), grote stenen (120-200 mm), zeer grote stenen (>200 mm) tot beddingomvattende rotsen (Eastman, 2004). Er worden slechts drie substraatklassen in beschouwing genomen voor het bepalen van de ingebedheid (Eastman, 2004): middelgroot grind (6-20 mm), grof grind (20-60 mm) en kleine stenen (60-120 mm). Vervolgens wordt de mate van ingebedheid ingeschat via een driedelige aanpak, waarbij (1) de substraatklasse (korrelgrootte) in combinatie met (2) de compactie en (3) de porieruimte (interstitiële ruimte) in rekening worden gebracht. De compactie wordt ingeschat als de kracht die moet worden uitgeoefend om het grind of een steen uit de bodem te trekken en in welke mate het

verwijderde substraatpartikel een afdruk in de bodem achterlaat. Eastman (2004) hanteert vier klassen van compactie:

- 1) 'heel los': Een steen wordt makkelijk opgeraapt en laat geen afdruk in de bodem na.
- 2) 'los': Een steen wordt makkelijk of met minimale inspanning opgeraapt en laat nauwelijks een afdruk na in de bodem, die bovendien snel wordt opgevuld met zand of fijn grind.
- 3) 'licht geconsolideerd': Er is enige inspanning nodig om een steen uit de bodem te verwijderen. De steen laat een duidelijke afdruk na in de bodem, die pas door een beweging met de hand wordt opgevuld met zand en een fijne, cohesieve component.
- 4) 'sterk geconsolideerd': Er is een aanzienlijke inspanning nodig om een steen te verwijderen uit de bodem. De steen laat een duidelijke afdruk na in de bodem, die door een beweging met de hand hooguit wordt uitgesmeerd. De afdruk wordt in stand gehouden door de aanwezigheid van sterk cohesief materiaal.

De porieruimte wordt ingeschat als de ruimte tussen het grind of de stenen. Eastman (2004) hanteert vier klassen van porieruimte:

- 1) 'grote poriën': De stenen zijn gestapeld met tussenruimte ten opzichte van elkaar.
- 2) 'grote tot fijne poriën': De fijne component tussen de stenen voelt korrelig aan tussen duim en wijsvinger. Nooit voelt sediment boterig aan en de individuele sedimentkorrels zijn zichtbaar.
- 3) 'plaatselijk geblokkeerd': Een deel van het fijne materiaal tussen de stenen voelt boterig aan tussen duim en wijsvinger. De individuele korrels zijn niet zichtbaar.
- 4) 'volledig geblokkeerd': De steenlaag is volledig bedekt met fijn materiaal. Er zijn geen poriën tussen de stenen zichtbaar.

Op basis van het substraat tussen de stenen, de compactie en de porieruimte, wordt uiteindelijk een mate van ingebedheid toegekend aan het meetpunt (Tabel 20). Soms werd afgeweken van de Schälchli-aanpak, omdat ook 'zand met af en toe cohesieve depositie' voor sterke compactie kon zorgen, met een duidelijke afdruk na het verwijderen van een steen, ondanks de 'grote tot fijne poriën' tussen dominant en subdominant substraat. Daarnaast werd soms vastgesteld dat stenen niet te verwijderen waren, omdat ze in een zeer stabiele configuratie lagen met naburige stenen.

Tabel 20 Toekenning van een klasse van ingebedheid volgens de aanpak van Schälchli (Eastman, 2004)

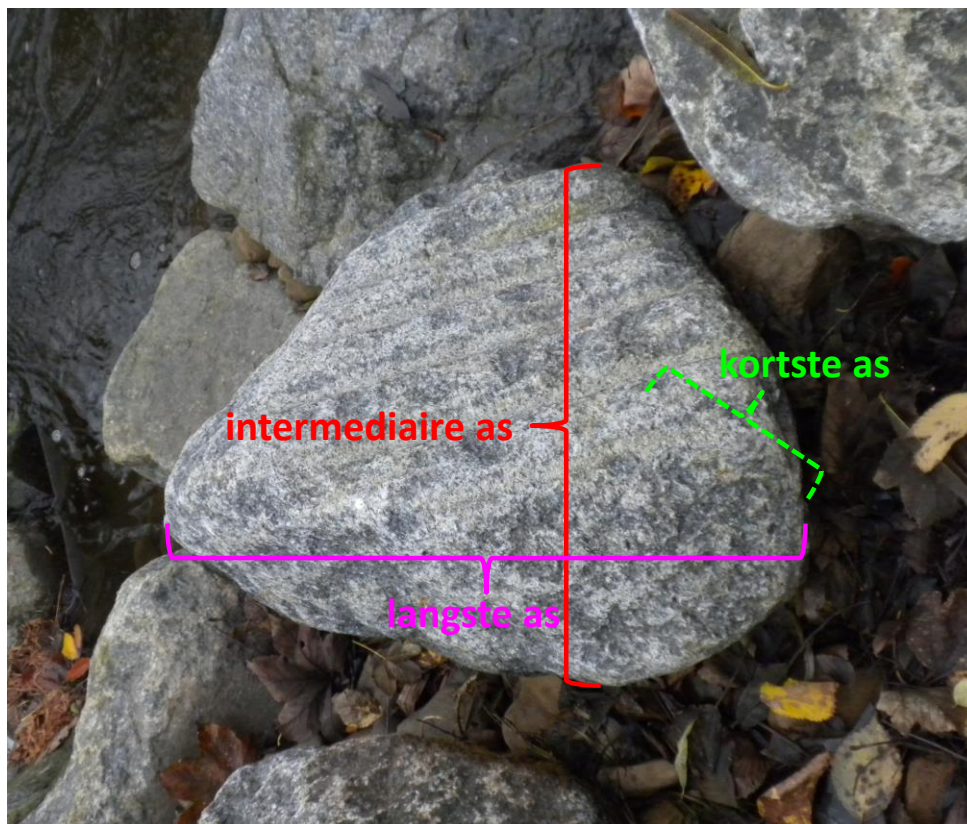
Ingebedheid	Substraat	Compactie	Porieruimte
niet ingebed	grofkorrelig (stenen, grind, weinig zand)	zeer los	grote poriën
licht ingebed	homogeen stenen, grind of zand	zeer los tot los	grote tot fijne poriën
matig ingebed	zand met af en toe cohesieve depositie (klei, slib)	los tot licht geconsolideerd	fijne poriën tot plaatselijk geblokkeerd (geen zichtbare poriën)
sterk ingebed	zand en cohesieve depositie	licht tot sterk geconsolideerd	fijne poriën tot volledig geblokkeerd
volledig ingebed	overall cohesieve depositie	sterk geconsolideerd	volledig geblokkeerd (geen zichtbare poriën)



Figuur 77 Metalen ring met diameter van 40 cm waarbinnen in elk meetpunt de stroomsnelheid, waterdiepte en ingebedheid van het substraat worden ingeschat.

Een kwantitatieve beschrijving van het substraat werd bekomen door middel van een Wolman (1954) **Pebble Count**. De procedure was gebaseerd op die van Harrelson et al. (1994).

- De Pebble Count werd uitgevoerd langs willekeurig gekozen transecten, loodrecht van de ene naar de andere oever. Om zoveel mogelijk te garanderen dat het bemonsterde substraat effectief bij de riffle hoort en niet bij de overgangszone tussen riffle en stroomkom, werd een afstand van 10% van de totale lengte aan zowel het stroomaf- als stroomopwaartse uiteinde van de riffle niet bemonsterd. De Pebble Count werd dus uitgevoerd binnen de resterende 80% van de totale lengte van de riffle.
- Er werd gewerkt met een “step-toe” procedure. Hierbij werd gestart aan één van beide oevers t.h.v. een willekeurig gekozen startpunt. Terwijl de blik werd afgewend, werd het eerste substraatpartikel opgepakt dat t.h.v. de tip van de voet werd aanraakt met de wijsvinger (ook al was het slechts een zandkorrel). Na het meten van het partikel, werd een volgende stap gezet langs het transect, in de richting van de andere oever, en werd de procedure herhaald. Zodra de andere oever bereikt was, werd gestart langs een volgend willekeurig gekozen transect.
- Enkel de intermediaire as (Figuur 78) van het opgeraapte substraatpartikel werd gemeten (de langste en kortste as werden dus niet gemeten). Diep ingebedde stenen of stenen die te groot en te zwaar waren om op te heffen, werden gemeten zonder ze te verplaatsen. Van de diep ingebedde of te zware stenen werd de kortste van de blootliggende assen gemeten. Metingen gebeurden met een schuifpasser of met een meetlat tot op 1 mm nauwkeurig. Deeltjes kleiner dan 2 mm werden genoteerd als “< 2 mm”. Voor een geldige Pebble Count moesten minstens 100 partikels worden gemeten.



Figuur 78 Bij een Pebble Count wordt enkel de intermediaire as (rood) van het opgeraapte partikel gemeten. De langste (paars) en kortste as (groen) worden niet gemeten.

Van elk substraatpartikel dat werd opgeraapt voor de Pebble Count, werd de kant die blootgesteld was aan de waterkolom geïnspecteerd op de aanwezigheid van **perilithon** (algen of biofilm). Indien er perilithon aanwezig was, dan werd dit genoteerd naast de meting van de intermediaire as van het partikel.

De percentages **beschaduwing** en **waterplantenbedekking** werden visueel ingeschat door de riffles te verdelen in hokken. De hokken varieerden in lengte en breedte, afhankelijk van de afmetingen van de onderzochte riffles. Voor de waterplantenbedekking werden zowel submerse (ondergedoken) als emerse (helofyten) planten in rekening gebracht. Het percentage beschaduwing werd bepaald door naar boven te kijken en te schatten hoeveel percent van het hok zou worden beschaduwd door struiken of bomen indien de zon loodrecht boven het hok zou staan. Ook beschaduwing door overhangende kruidachtige vegetatie werd in rekening gebracht. Op basis van de percentages in de afzonderlijke hokken, werden de percentages beschaduwing en waterplantenbedekking voor de volledige riffle berekend.

Het **debiet** net stroomopwaarts van de kunstmatige riffles in de IJse en de locaties in de Dalemansloop waar grindbedden worden aangelegd, werd telkens geschat door langs een transect loodrecht op de oevers op meerdere punten de waterdiepte en stroomsnelheden te meten. Op elk punt langs het transect werd de stroomsnelheid gemeten in tussenstappen van 10 cm onder het wateroppervlak. Het aantal metingen van de stroomsnelheid per punt was dus afhankelijk van de waterdiepte op dat punt. Enkel wanneer de waterdiepte kleiner was dan 20 cm, werd de stroomsnelheid 10 cm boven de bodem gemeten. De breedte van de waterloop t.h.v. het transect werd aan het wateroppervlak gemeten met een lintmeter (tot op 1 cm nauwkeurig). De schatting van het debiet werd bekomen door de gemiddelde stroomsnelheid (cm/s) langs het transect te vermenigvuldigen met de gemiddelde waterdiepte (cm) en de breedte van de waterloop (cm) t.h.v. het transect.

Bodemprofielen werden opgemeten met behulp van een Trimble totaalstation (combinatie RTK-GPS en theodoliet). Er werd om de 30 à 100 cm een punt ingemeten, afhankelijk van de grilligheid van de riffle. De punten werden in een GIS-systeem (ArcGIS 10) met elkaar verbonden (Inverse Distance Weighting), zodat een aaneengesloten oppervlak werd bekomen.

De verzamelde gegevens werden voorgesteld met behulp van staafdiagrammen. Daarnaast werd eveneens een interpolatiemethode (IDW) aangewend om de data in 2D te **visualiseren**. Deze figuren geven de spreiding en variatie weer op de riffle per gemeten variabele. Bij het interpreteren van de figuur moeten enkele zaken in acht worden genomen. Er mag niet van worden uitgegaan dat een waarde voorgesteld op de figuur effectief op die geplote locatie de weergegeven waarde heeft op de riffle. Er werd tevens niet geïnterpoleerd over de plaatsen op de riffle waar er te weinig metingen werden uitgevoerd, om een vertekend beeld van de gegevens van de riffle te vermijden. Het gebrek aan gegevens op sommige locaties op de riffle is te wijten aan de random sampling methode die werd gevolgd. Voor metingen in de toekomst zal een sampling methode worden uitgewerkt waarbij de meetpunten beter worden verspreid over de gehele riffle. Dit zou een betere interpolatie over de gehele riffle toelaten.

3.4.5.5 Resultaten

Samenvatting

In deze sectie geven we in een overzichtstabel kort de evolutie van de diepte en lengte van de riffles, alsook van de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van iedere riffle (Tabel 21, Tabel 22). Deze en overige resultaten worden in onderstaande paragrafen uitgebreid besproken.

De riffles in de Dalemansloop lagen zowel in 2014 als in 2015 te diep (bij basisdebiet) om een meting te kunnen uitvoeren.

Tabel 21 Evolutie van de diepte en lengte en van de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffles in de IJse ter hoogte van de Beekstraat.

Riffles stroomaf- en opwaarts van de Beekstraat (Neerijse)									
Kenmerk	2013		2014			2015			Habitatvoorkeur kopvoorn/ serpeling/ beekforel
Diepte bij debiet (cm bij $m^3.s^{-1}$)	23 ± 9 bij 0,36 $m^3.s^{-1}$		25,3 ± 12,9 bij 0,30 $m^3.s^{-1}$			23,1 ± 7,3 bij 0,29 $m^3.s^{-1}$			10 - 40/ 25 - 40/ 15 - 90
Stroomsnelheid bij debiet ($cm.s^{-1}$ bij $m^3.s^{-1}$)	31,5 ± 23,2 bij 0,36 $m^3.s^{-1}$		27,7 ± 16,4 bij 0,30 $m^3.s^{-1}$			38,7 ± 20,4 bij 0,29 $m^3.s^{-1}$			15 - 100/ 20 - 50/ 40 - 70
Lengte (m)	SA 21,6	SO 14,5	SA 12,3	SO 12,8		SA 22,0	SO 15,8		
Korrelgrootte (%)	COMBI		SA	SO	COMBI	SA	SO	COMBI	2 - 200/ 30 - 250/ 16 – 75 en <5% substraat van 1-2 mm
<0.063	0		0	0	0	7,5	0	3,75	
0.063-2	11		1	0	1	7,5	0	3,75	
2-6	8		2	0	1	10	5	7,5	
6-20	14		6	0	3	5	0	2,5	
20-60	7		18	17	17	0	12,5	6,25	
60-120	21		53	81	67	42,5	52,5	47,5	
120-200	26		17	1	7	15	30	22,5	
>200	15		7	1	4	5	0	2,5	
Compactie (%)	COMBI		SA	SO	COMBI	SA	SO	COMBI	-/-/<5% substraat van 1-2 mm
Zeer los	0		42,9	100	75	0	0	0	
Los	33,3		42,9	0	18,8	32	30	30,8	
Licht geconsolideerd	66,7		0	0	0	4,0	30	20	
Sterk geconsolideerd	0		14,3	0	6,3	64	40	49,2	
Porieruimte (%)	COMBI		SA	SO	COMBI	SA	SO	COMBI	-/-/-
Grove poriën	0		42,9	100	75	3,8	2,5	3	

Grove tot fijne poriën	77,8			14,3	0	6,3	42,3	50	47	
Poriën lokaal geblokkeerd	22,2			0	0	12,5	30,8	20	24,2	
Geen poriën	0			0	0	6,3	23,1	27,5	25,8	
Ingebedheid (%)	COMBI			SA	SO	COMBI	SA	SO	COMBI	-/-/niet ingebed met <5% substraat van 1-2 mm
Geen ingebedheid	0			37,5	100	70,6	0	0	0	
Lage ingebedheid	22,2			12,5	0	5,9	19,2	12,5	15,2	
Matige ingebedheid	44,4			25	0	11,8	19,2	37,5	30,3	
Hoge ingebedheid	33,3			12,5	0	5,9	34,6	50	43,9	
Volledige ingebedheid	0			12,5	0	5,9	26,9	0	10,6	
Begroeiing door perolithon (%)	69 (draadalgen en beekmos, watervalmos)			SA	SO	COMBI	SA	SO	COMBI	
				55	2	28,5	88	91	89,5	
Begroeiing door waterplanten (%)	SA 37 (sterren-kroos en fontein-kruid)	SO 22 (sterren-kroos en fontein-kruid)	COMBI 30 (sterren-kroos en fontein-kruid)	SA 0*	SO 0*	COMBI 0*	SA 5-10	SO 50	COMBI 27,5-30	Paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ -

*) Hier en daar werd beginnende groei van sterrenkroos waargenomen. De meting gebeurde mogelijks te vroeg op het jaar om de groei van sterrenkroos goed te kunnen evalueren.

Tabel 22 Evolutie van de diepte en lengte en van de korrelgrootte, de ingebedheid en de poriegrootte van het dominante substraat voor en na de aanleg van de riffle in de IJse ter hoogte van de Elsenstraat.

Riffle aan de Elsenstraat (Neerijse)				
Kenmerk	2013	2014	2015	Habitatvoorkeur kopvoorn/ serpeling/ beekforel
Diepte bij debiet (cm bij $m^3.s^{-1}$)	$19,0 \pm 6,0$ bij $0,43 m^3.s^{-1}$	$24,6 \pm 5,9$ bij $0,48 m^3.s^{-1}$	$22,3 \pm 6,1$ bij $0,21 m^3.s^{-1}$	10 - 40/ 25 - 40/ 15 - 90
Stroomsnelheid bij debiet ($cm.s^{-1}$ bij $m^3.s^{-1}$)	$49,2 \pm 28,8$ bij $0,43 m^3.s^{-1}$	$51,1 \pm 23,3$ bij $0,48 m^3.s^{-1}$	$52,7 \pm 23,7$ bij $0,21 m^3.s^{-1}$	15 - 100/ 20 - 50/ 40 - 70
Lengte (m)	30	37	38	
Korrelgrootte (%)				2 - 200/ 30 - 250/ 16 – 75 en <5% substraat van 1-2 mm
<0.063	0	0	2	
0.063-2	4	0	1	
2-6	4	0	2	
6-20	12	2	0	
20-60	24	14	0	
60-120	33	81	65	
120-200	18	2	25	
>200	6	1	3	
Compactie (%)				-/-<5% substraat van 1-2 mm
Zeer los	0	97	7,7	
Los	38	3	36,3	
Licht geconsolideerd	56	0	53,8	
Sterk geconsolideerd	6	0	2,2	
Porieruimte (%)				-/-/-
Grove poriën	0	97	7,7	
Grove tot fijne poriën	100	3	54,9	

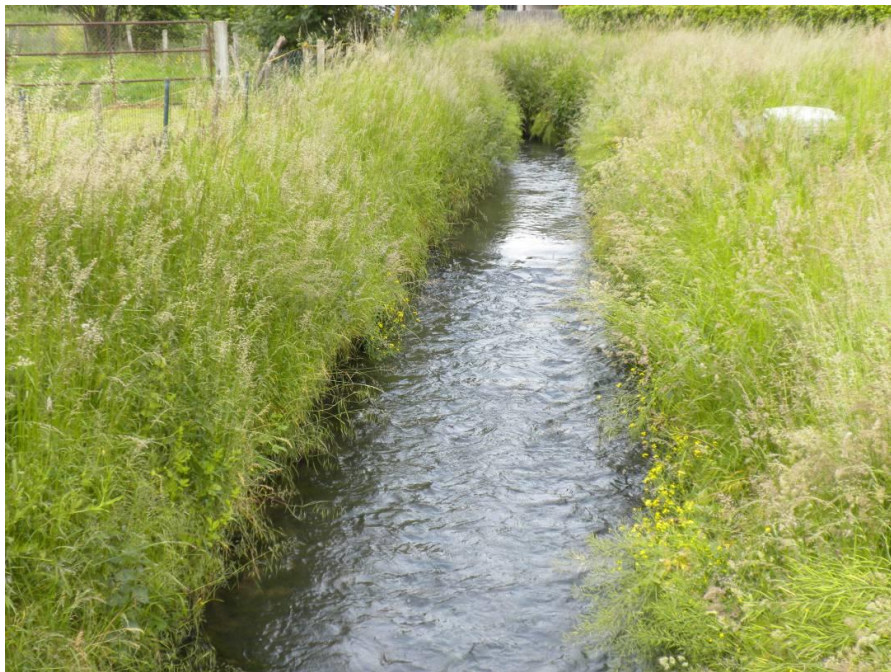
Poriën lokaal geblokkeerd	0	0	36,3	
Geen poriën	0	0	1,1	
Ingebedheid (%)				-/-/niet ingebed met <5% substraat van 1-2 mm
Geen ingebedheid	0	97	7,7	
Lage ingebedheid	6	3	14,3	
Matige ingebedheid	56	0	57,1	
Hoge ingebedheid	38	0	20,9	
Volledige ingebedheid	0	0	0	
Begroeiing door perolithon (%)	84	16	80	
Begroeiing door waterplanten (%)	11% bedekking met sterrenkroos	0% waterplantenbedekking	15-20	Paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ paaisubstraat vrij van mos, perolithon, occasioneel hogere planten/ -

Kunstmatige riffle in de IJse ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse)

Deze riffle bestaat uit twee delen: het ene deel van de riffle ligt stroomafwaarts van de Beekstraat, het andere ligt stroomopwaarts van de Beekstraat (Neerijse; Figuur 79).



(a)



(b)

Figuur 79 Stroomaf- (a) en stroomopwaarts (b) gelegen delen van de riffle in de IJse ter hoogte van de Beekstraat (Neerijse).

Afmetingen riffle

2013

Stroomafwaarts van de Beekstraat (Figuur 79a) werd de stroomafwaartse grens van de riffle op 21,6 m vastgelegd. De breedte bedraagt ongeveer 3,9 m. Stroomopwaarts van de Beekstraat (Figuur 79b) is de riffle 14,5 m lang en ongeveer 2,9 m breed (Tabel 21).

2014

In 2014 bedroeg de lengte van het stroomafwaartse deel 12,3 m, de breedte was 2,7 m. In het stroomopwaartse deel werden nieuw gestorte stenen gemeten over een lengte van 12,8 m (Tabel 21).

2015

De afmetingen van de riffle bleken toegenomen te zijn in vergelijking met 2014. De lengte en breedte van de stroomafwaarts gelegen riffle bedroeg 22 m en 3,9 m respectievelijk in 2015. Voor de stroomopwaarts gelegen riffle werd een lengte van 15,8 m en een breedte van 2,8 m genoteerd (Tabel 21).

Waterdiepte, stroomsnelheid en debiet

2013

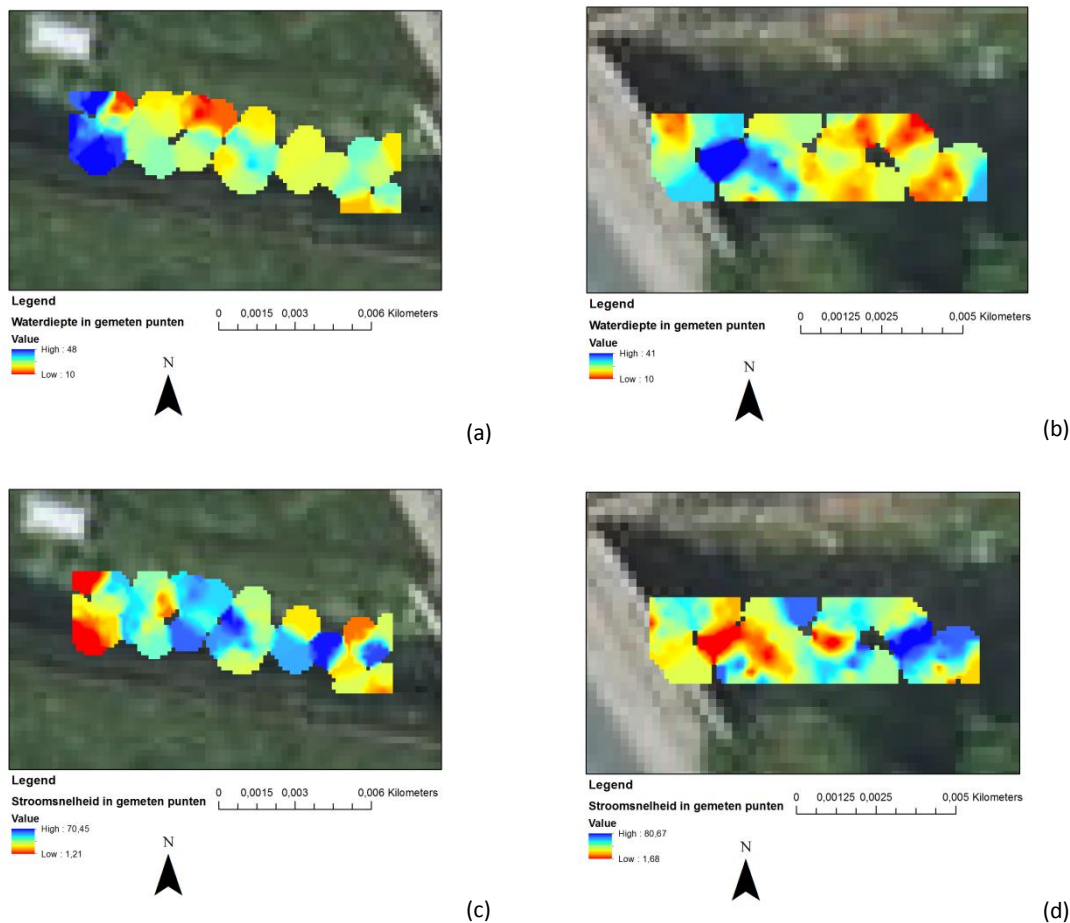
De waterdiepte boven de riffle ter hoogte van de Beekstraat bedroeg gemiddeld 23 ± 9 cm, met een minimum van 8 en een maximum van 45 cm. De stroomsnelheid was gemiddeld $31,5 \pm 23,2$ cm/s, met een minimum van 2 en een maximum van 92 cm/s. De waterdiepte en de stroomsnelheid werden gemeten bij een debiet van $0,36 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabel 21).

2014

De waterdiepte boven de riffle ter hoogte van de Beekstraat was gemiddeld $25,3 \pm 12,9$ cm, minimaal 1,5 cm en maximaal 51 cm. De stroomsnelheid bedroeg $27,7 \pm 16,4$ cm/s met een minimum van 1,5 en een maximum van 66,1 cm/s. De diepte en stroomsnelheid werd opgemeten bij een debiet van $0,30 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabel 21).

2015

De waterdiepte en stroomsnelheid werden visueel voorgesteld in Figuur 80. De waterdiepte voor de stroomafwaarts gelegen riffle was gemiddeld $20,0 \pm 6,2$ cm met een minimum van 10 cm en een maximum van 35 cm (Figuur 80 a,c). Voor de stroomopwaarts gelegen riffle bedroeg de gemiddelde waterdiepte $26,1 \pm 8,4$ cm met een minimum en een maximum van 10 cm en 48 cm respectievelijk (Figuur 80 b,d). De stroomsnelheid in de riffle stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat was gemiddeld $39,4 \pm 20,4$ cm/s met een minimum en maximum stroomsnelheid van 1,7 cm/s en 80,7 cm/s respectievelijk (Figuur 80 e). Voor de gemiddelde stroomsnelheid in de stroomopwaarts gelegen riffle werd $37,9 \pm 20,3$ cm/s genoteerd, met een minimum van 1,2 cm/s en een maximum van 70,5 cm/s (Figuur 80 f; Tabel 21).



Figuur 80 IDW interpolatie van de diepte in cm (a en c) en de stroomsnelheid in cm/s (b en d) voor de riffles stroomopwaarts en stroomafwaarts (links en rechts respectievelijk) ten opzichte van de Beekstraat in 2015.

Korrelgrootteverdeling

2012

In 2012 had 70% van de opgeraapte substraatpartikels een intermediaire as tussen 101 en 240 mm. In 2012 had 10% en in 2013 had 31% van de substraatpartikels afmetingen van 5 tot 80 mm, die volgens de beschikbare literatuur (Van den Neucker et al., 2013b) ideale afmetingen zijn voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling.

2013

De substraatpartikels waaruit de riffle is opgebouwd variëren van slib en zand tot grote breukstenen (Figuur 81). In 2013 was 33% van de substraatpartikels kleiner dan 20 mm en van deze 33% was één derde kleiner dan 2 mm. De meeste substraatpartikels (41%) hadden een intermediaire as tussen 61 en 160 mm. In 2013 werden meer kleine substraatpartikels opgeraapt dan in 2012, maar de spreiding van de afmetingen was vergelijkbaar.

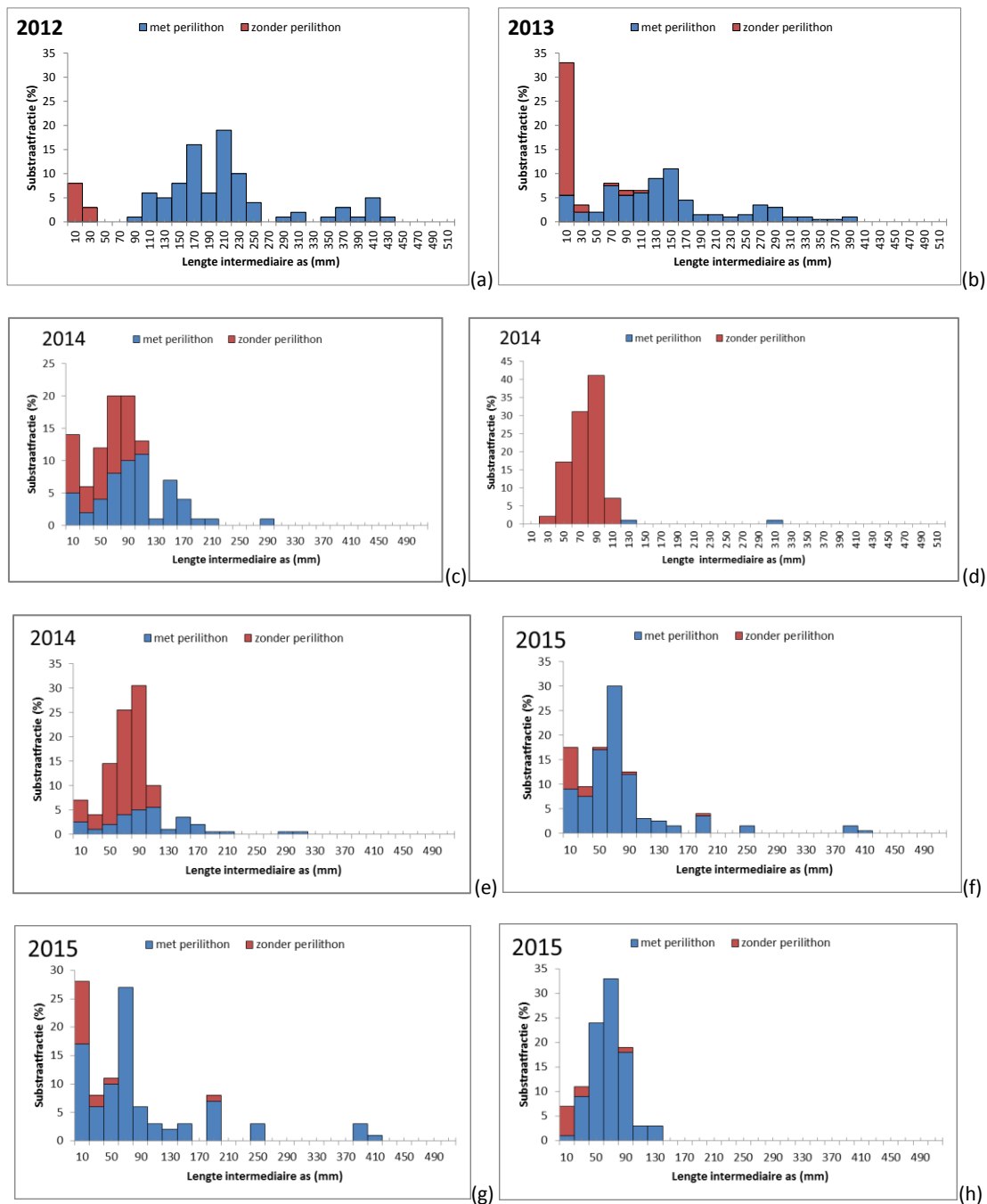
2014

De korrelgrootteverdeling van de stroomop- en stroomafwaartse riffle ter hoogte van de Beekstraat verschillen onderling. De stenen op de stroomafwaartse riffle variëren van slib en zand tot enkele grote breukstenen, terwijl de riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bestaat uit grove kiezels en kleine breuksteen (Figuur 81). Specifiek bevatte

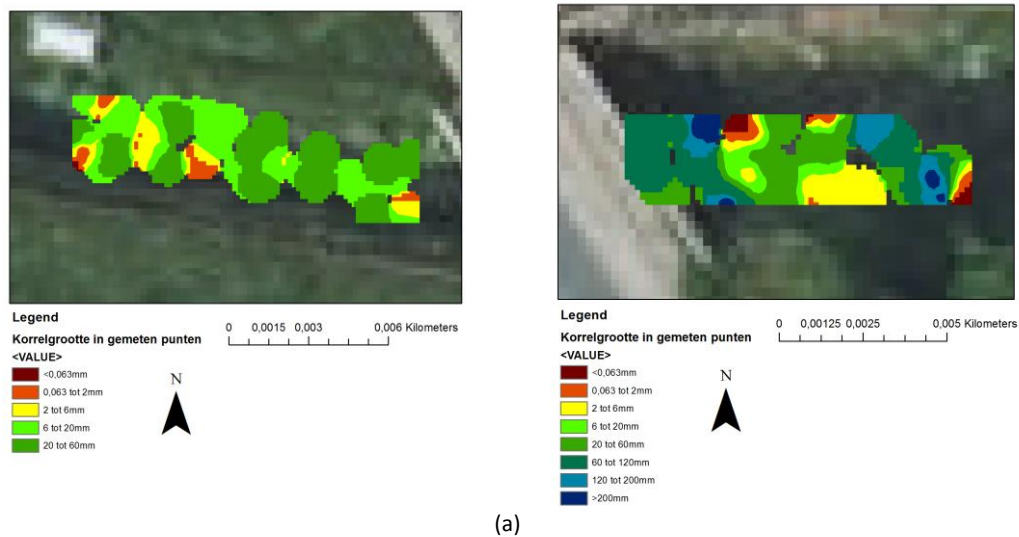
de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat in 2014 14% substraatpartikels tot 20 mm groot. Dit is slib, zand, fijne en matig grove kiezels. Respectievelijk 6 en 12% van het substraat was 20 tot 40 mm en 40 tot 60 mm groot. De grootste fracties, beiden respectievelijk 20% van het substraat van de riffle, bestond uit kleine kiezels tussen 60 en 80 mm, en 80 en 100 mm (Figuur 81). De riffle stroomopwaarts van de Beekstraat bestond in 2014 voor slechts 2% uit substraat van 20 tot 40 mm. De grootste fracties bestonden uit substraat van 60 tot 80 mm en 80 tot 100 mm groot, respectievelijk 31 en 41%. 7% van de substraatpartikels op deze riffle was tussen 100 en 120 mm groot, 1% tussen 120 en 140 mm groot en 1% tussen 300 en 320 mm groot (Figuur 82). Op de riffle stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat had het substraat in 43% van de meetpunten een korrelgrootte tussen de 5 en de 80 mm (waarvan 5% met een korrelgrootte van 5 tot 20 mm), dat volgens de literatuur (Van den Neucker et al., 2013b) als het meest optimale kan worden beschouwd voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling. Voor de stroomopwaartse riffle bedroeg dit 74%, waarbij de korrelgrootte in geen enkel meetpunt kleiner was dan 20 mm. De hoeveelheid partikels met de ideale korregrootte was dus opnieuw toegenomen in vergelijking met de opmetingen in 2013.

2015

In 2015 was 28% van de substraatpartikels kleiner dan 20 mm in de stroomafwaarts gelegen riffle. Dit omvat slib, zand, fijne en matig grove kiezeltjes. 8% en 11% van het substraat had een korrelgrootte van respectievelijk 20 tot 40 mm en 40 tot 60 mm. De grootste fractie (27%) bestond uit partikels met een korrelgrootte tussen de 60 en 80 mm. Het overige substraat omvatte 6% met een korrelgrootte van 80 tot 100 mm, 3% van 100 tot 120 mm, 2% 120 tot 140 mm, 3% 140 tot 160 mm, 8% 180 tot 200 mm, 3% 240 tot 260 mm, 3% 380 tot 400 mm, en 1% 400 tot 420 mm (Figuur 82). In deze figuur kan tevens de substraatsamenstelling van de stroomopwaarts gelegen riffle in 2015 worden gevonden. In deze riffle werden minder grote partikels geobserveerd in vergelijking met de stroomafwaarts gelegen riffle. 7% van de gemeten substraatpartikels had een korrelgrootte kleiner dan 20 mm. Respectievelijk 11% en 24% van de partikels had een korrelgrootte van 20 tot 40 mm en 40 tot 60 mm. 33% van het substraat was tussen de 60 en 80 mm groot, 19% was tussen de 80 en 100 mm groot, 3% had een korrelgrootte van 100 tot 120 mm, en 3% was tussen de 120 en 140 mm groot. Op deze riffle werden geen grotere partikels geobserveerd. Op de riffle stroomaf- en stroomopwaarts was de korrelgrootte van het substraat in respectievelijk 8% en 7% van de meetpunten tussen de 5 en 20 mm. De hoeveelheid substraat met de ideale korrelgrootte (5 tot 80 mm) als paaisubstraat voor kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al., 2013b) bedroeg 54% voor de riffle stroomafwaarts en 75% voor de riffle stroomopwaarts. In vergelijking met de metingen van vorig jaar kan dus een lichte stijging in optimaal substraat worden gezien voor de riffle stroomafwaarts ten opzichte van de Beekstraat, en een min of meer gelijke waarde voor de riffle stroomopwaarts. Wel is er een zeer kleine toename in fijn substraat (5 tot 20 mm) ten opzichte van 2014. Deze gegevens werden tevens gevisualiseerd in Figuur 82.



Figuur 81 Korrelgrootteverdeling van de riffle in 2012, 2013, 2014 en 2015 in de IJse t.h.v. de Beekstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perolithon begroeiing (blauw) en zonder perolithon begroeiing (rood). De resultaten in 2012 en 2013 hebben betrekking op de hele riffle (a en b), terwijl deze in 2014 en 2015 opgesplitst zijn in de riffle stroomafwaarts (c en g) en stroomopwaarts (d en h) van de Beekstraat. Ter vergelijking met 2012 en 2013 werden de resultaten van de stroomop- en afwaartse riffle in 2014 en 2015 ook gecombineerd (opgeteld en herleid naar een percentage; e en f). De resultaten per riffle zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels.



Figuur 82 IDW interpolatie van de korrelgrootte van het dominante substraat, gemeten in 2015 in de riffle stroomopwaarts (a) en stroomafwaarts (b) ten opzichte van de Beekstraat.

Perilithon

2013

In 2013 was op 69% van de substraatpartikels perilithon aanwezig, terwijl dat in 2012 op 89% van de partikels het geval was. Het perilithon bestond voornamelijk uit een mengeling van draadalgen en beekmos (*Leptodictyum riparium*) en in mindere mate watervalmos (*Rhynchostegium riparioides*). Er werden twee groeivormen van draadalgen aangetroffen: lange filamenten op stenen en dichte pakketten met kortere draden op slib langs de oevers. Vooral in de kleine substraatfracties waren partikels zonder perilithon aanwezig (Figuur 81). In 2013 had de grootste steen zonder perilithon een intermediaire as van 104 mm. In 2012 mat de grootste steen met perilithon 28 mm.

2014

Ook de fractie substraatpartikels die begroeid was met perilithon in 2014 verschilt tussen de twee riffles ter hoogte van de Beekstraat in Neerijse. Op de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat was 55% van de gemeten substraatpartikels begroeid met perilithon, terwijl dit op de riffle stroomopwaarts van de straat slechts 2% is. De substraatpartikels die stroomopwaarts begroeid waren, waren tussen 120 en 140 mm, en tussen 300 en 320 mm groot. Ook op de riffle stroomafwaarts van de Beekstraat waren de grootste substraatpartikels onbegroeid. De grootste stenen waar perilithon op aangetroffen werd, waren tussen 100 en 120 mm groot. Het perilithon werd in 2014 niet geïdentificeerd.

2015

In 2015 bedroeg de hoeveelheid substraatpartikels met perilithon 88% in de stroomafwaarts gelegen riffle en 91% in de stroomopwaarts gelegen riffle. Partikels begroeid met perilithon waren zowel in de riffle stroomafwaarts als stroomopwaarts ten opzichte van de Beekstraat in de meerderheid voor zo goed als alle grootteordes (Figuur 81).

Ingebedheid

2013

In slechts negen van 40 meetpunten (22,5%) lag de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 7,5% van de meetpunten was het dominant substraat te klein en in 70% van de meetpunten te groot (Figuur 83). Het dominant substraat in de negen weerhouden meetpunten was in de meeste gevallen licht geconsolideerd met een grof tot fijne porieruimte. Het substraat was meestal matig tot sterk ingebed in een mengsel van slib, zand en hoekige steentjes (<5 mm) (Figuur 83).

2014

Op de afwaartse riffle lag de korrelgrootte van het dominante substraat op vijf van de 20 (25%) punten binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 2% van de meetpunten was het substraat te klein en in 65% van de punten te groot. In de vijf weerhouden meetpunten was het substraat overwegend zeer los of licht geconsolideerd, met een grote tot plaatselijke verstopte porieruimte en niet tot matig ingebed (Figuur 83).

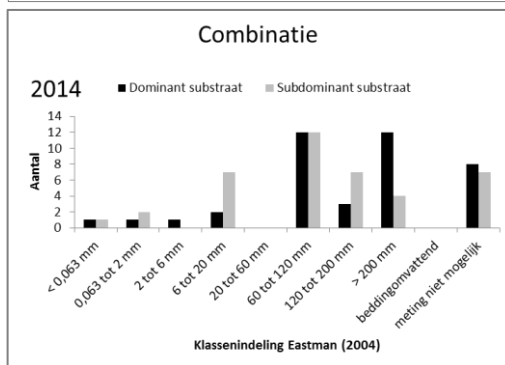
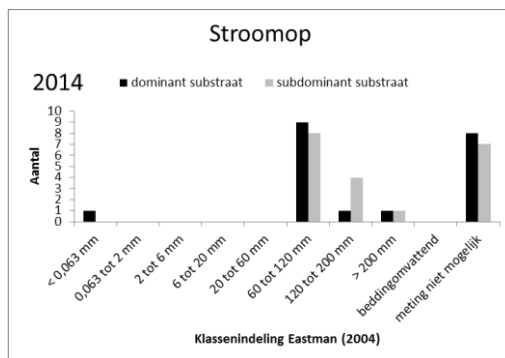
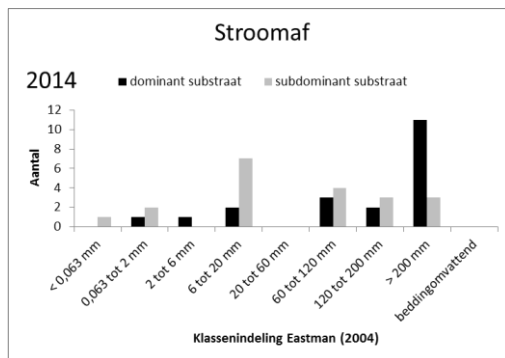
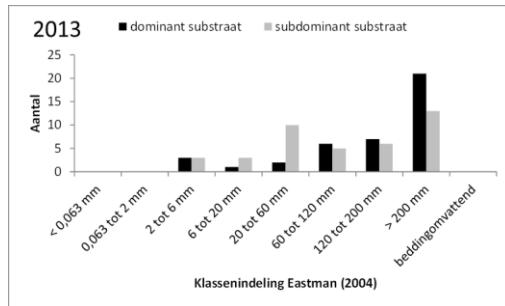
Op de opwaartse riffle waren de substraatpartikels in negen van de 12 meetpunten (75%) binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 8% van de punten was het substraat te klein en in 12% te groot. Op alle punten was het zeer los, niet ingebed en met een grove porieruimte (Figuur 83).

2015

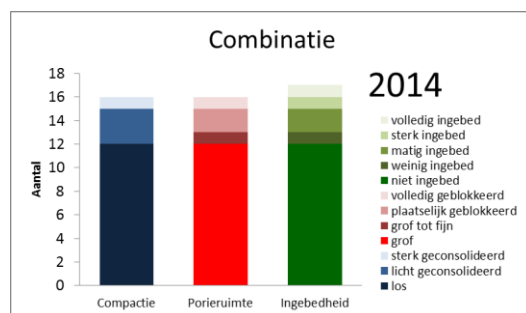
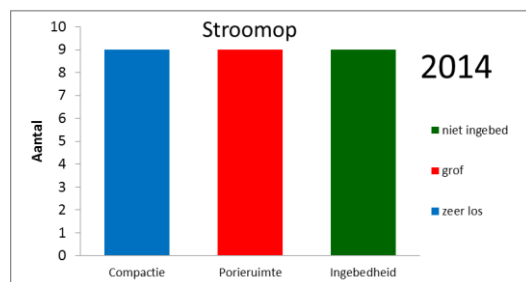
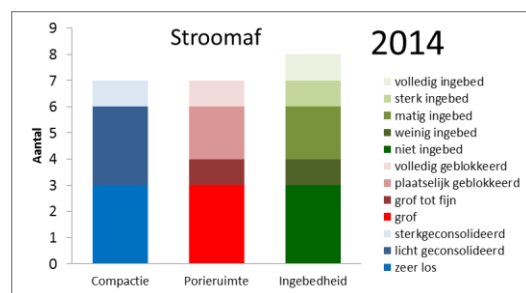
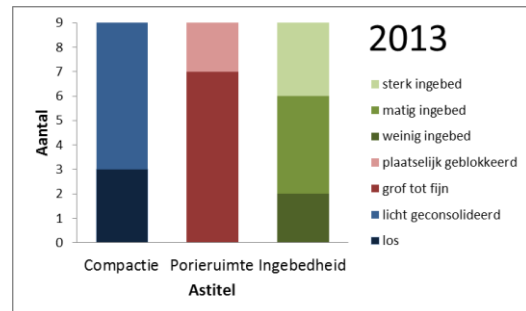
In 19 van de 40 meetpunten (47,5%) op de stroomafwaarts gelegen riffle lag de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. De korrelgrootte was in 25% van de meetpunten te klein, en in 27,5% te groot. In 20% van de meetpunten was het substraat los, in 2,5% was het licht geconsolideerd en in 40% van de meetpunten was het sterk geconsolideerd. De porieruimte was in de meeste gevallen grof tot fijn, plaatselijk of zelfs volledig geblokkeerd, en de substraatpartikels waren weinig, matig, maar overwegend sterk of volledig ingebed.

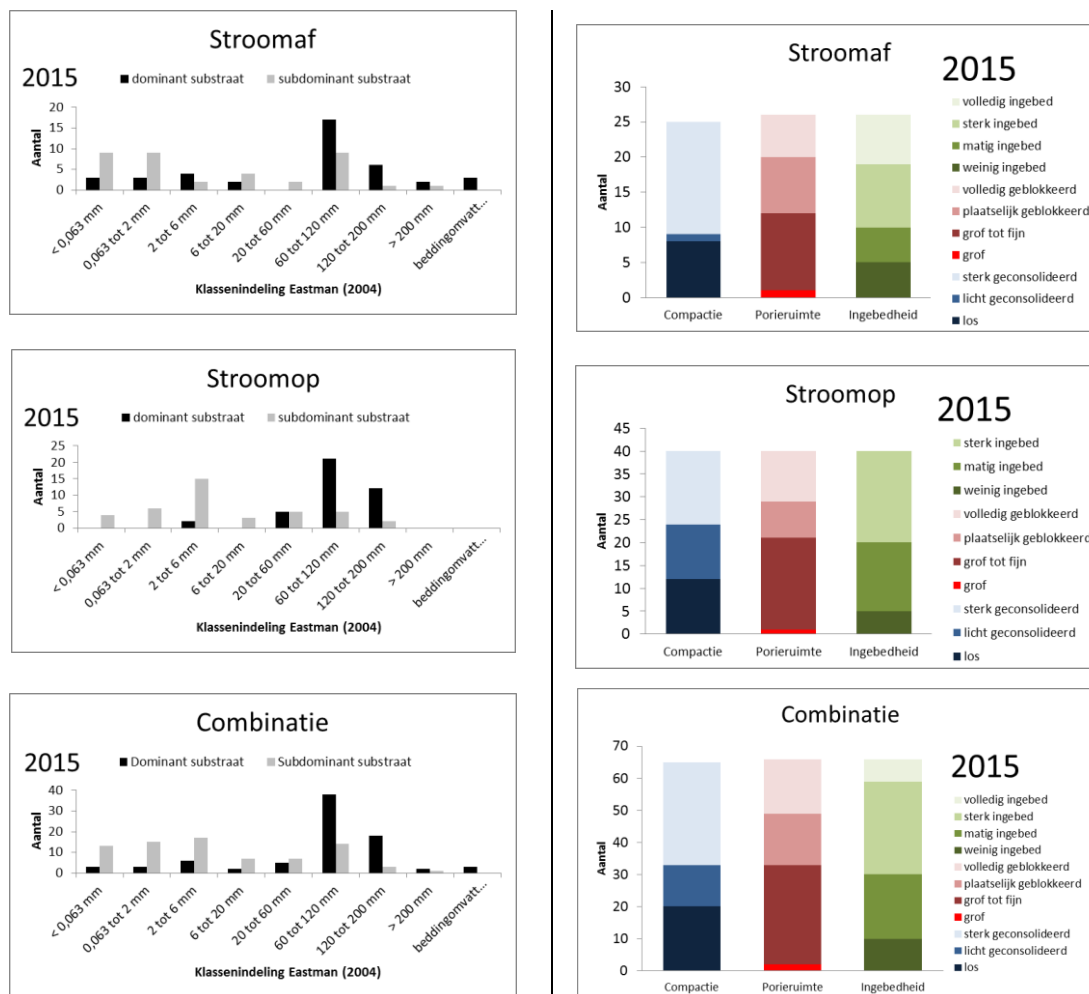
Bij het opmeten van de stroomopwaarts gelegen riffle bevond de korrelgrootte van het dominant substraat zich in 45 van de 80 meetpunten (56,25%) binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 15% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 28,75% te groot. Het substraat was vaak los, licht geconsolideerd of sterk geconsolideerd. In de meeste meetpunten waren de porieruimten grof tot fijn, maar ook plaatselijk en volledig geblokkeerd werden regelmatig geobserveerd. De partikels waren weinig of matig, maar in de meeste gevallen sterk ingebed (Figuur 83).

Korrelgrootteverdeling

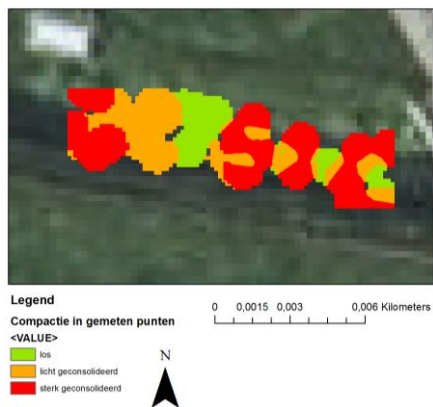


Compactie

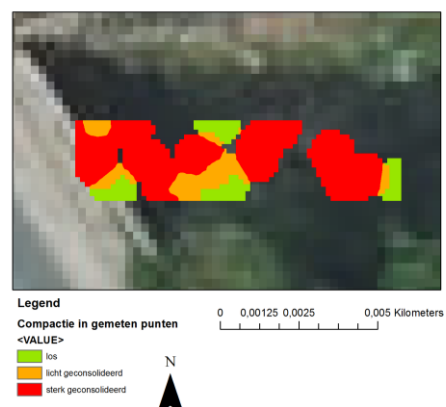




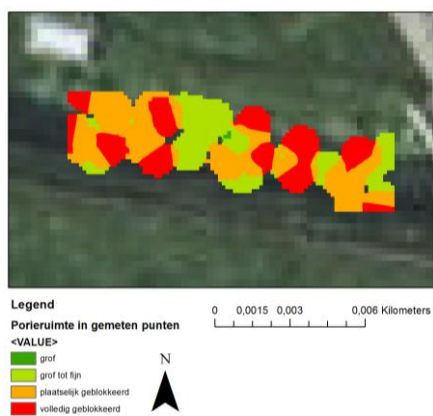
Figuur 83 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat (links), en compactie, ingebedheid en porieruimte (rechts) op de riffle t.h.v. de Beekstraat in 2013, 2014 en 2015. De resultaten van 2013 (gehele riffle), 2014 (stroomafwaartse riffle) en 2015 (stroomopwaarts) zijn gebaseerd op 20 meetpunten, terwijl de resultaten van het stroomopwaartse deel van de riffle in 2014 slechts gebaseerd zijn op 12 (het dominante substraat) en 13 (subdominante substraat) meetpunten. De overige 8 en 7 punten, respectievelijk, konden niet opgemeten worden. De resultaten van 2015 van de stroomafwaartse riffle werden slechts gebaseerd op 19 meetpunten. In 3 overige meetpunten kon geen subdominant substraat worden gemeten.



(a)



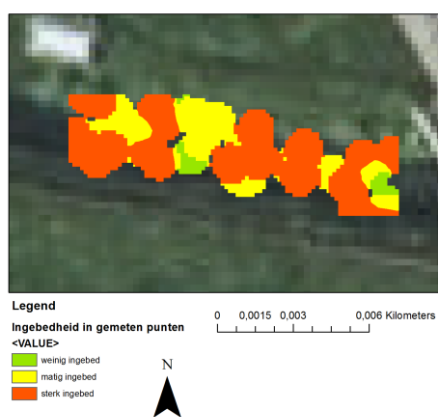
(b)



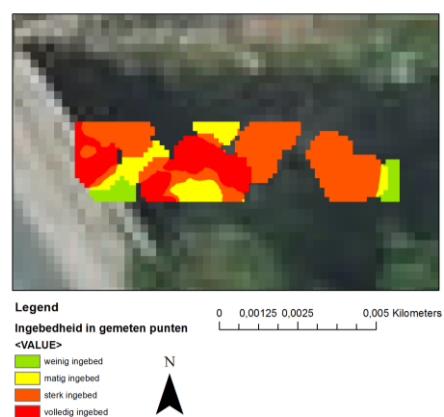
(c)



(d)



(e)



(f)

Figuur 84 IDW interpolatie van de metingen in 2015 voor compactie (a,b), porieruimte (c,d) en ingebedheid (e,f) voor de riffle stroomopwaarts (links) en stroomafwaarts (rechts) ten opzichte van de Beekstraat.

Waterplantenbedekking en beschaduwing

2013

Het totale percentage waterplantenbedekking was 30%. Op het deel stroomopwaarts van de Beekstraat werden minder waterplanten (22% bedekking) aangetroffen dan stroomafwaarts (37% bedekking). De aquatische vegetatie bestaat voornamelijk uit sterrenkroos (*Callitriche sp.*) en in mindere mate uit fonteinkruiden (*Potamogeton spp.*). Slechts 1% van het totale oppervlakte van de riffle werd beschaduwd door overhangende vegetatie op de oevers. Zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts van de Beekstraat bedroeg het percentage beschaduwing 1%. Het percentage beschaduwing werd vermoedelijk iets onderschat, omdat de linker oever kort voor de meting plaatsvond gemaaid werd.

2014

Zowel op de riffle stroomaf- als stroomopwaarts werden geen waterplanten aangetroffen. Hier en daar waren er plekken met beginnende groei van sterrenkroos. De meting gebeurde mogelijks te vroeg om de groei van sterrenkroos goed te kunnen evalueren. De beschaduwing van beide riffles bleef ongewijzigd t.o.v. de situatie in 2013.

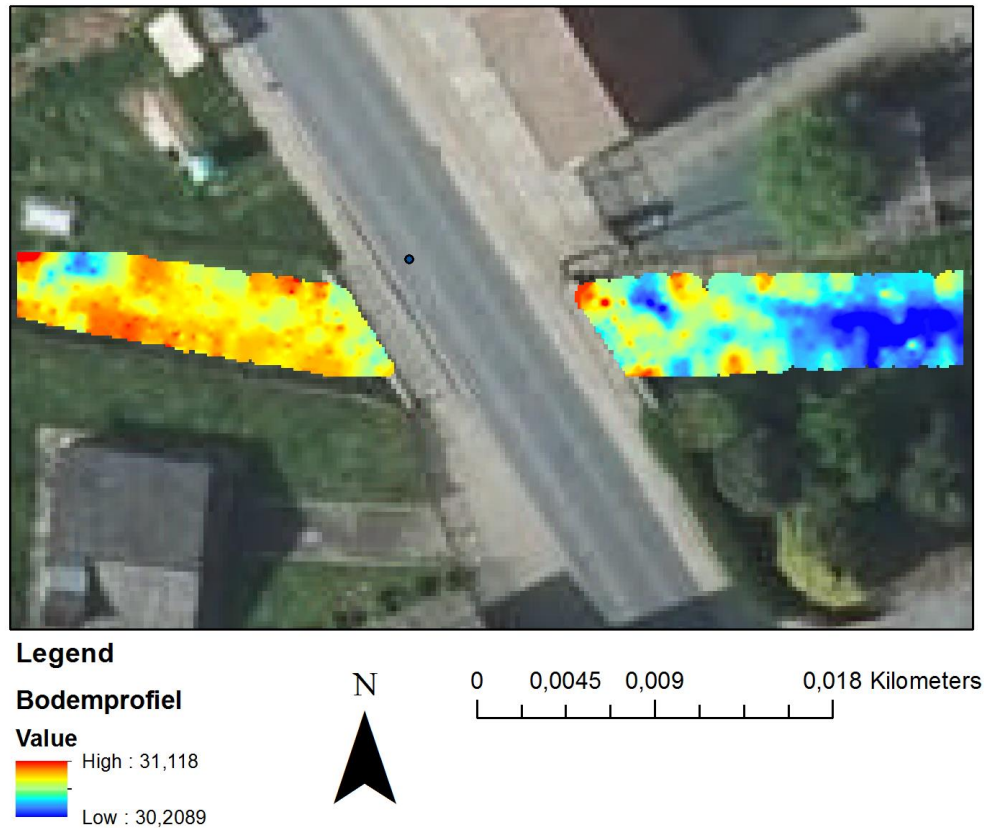
2015

De waterplantenbedekking ter hoogte van de riffle stroomafwaarts gelegen ten opzichte van de Beekstraat bedroeg 5 à 10%. De beschaduwing van deze riffle door overhangende vegetatie was een stuk groter ten opzichte van vorige jaren, namelijk 50%. Voor de stroomopwaarts gelegen riffle werden gelijkaardige observaties gedaan als vorige jaren. De waterplantenbedekking bedroeg 0% en ook de beschaduwing van de riffle was 0%.



Figuur 85 Waterplanten *Elodea nuttallii* (links) en *Callitriche hamulata* (rechts).

Bodemprofiel



Figuur 86 Bodemprofiel van de stroomopwaartse (links) en de stroomafwaartse (rechts) riffle ten opzichte van de Beekstraatin 2015. De figuur geeft de hoogte (m) ten opzichte van het zeeniveau weer.

Bespreking

De stroomafwaartse riffle is beduidend langer geworden in vergelijking met vorig jaar. Het is belangrijk om na te gaan of dit zou wijzen op uitspoeling van de substraatpartikels die eind 2013 werden aangevoerd. De stroomsnelheid is in geringe mate toegenomen ten opzichte van vorig jaar, maar ligt nog steeds binnen de range die als optimaal werd beschreven voor kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al., 2013b). Er is net als vorige jaren, een grote variatie in stroomsnelheid.

In 2012 en 2013 was er een grote variatie aan korrelgroottes en een klein aantal substraatpartikels met ideale afmetingen voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling. Door de aanleg van de riffles stroomop- en stroomafwaarts van de Beekstraat veranderde dit naar 87% van de stenen dat binnen de optimale range ligt voor kopvoorn, serpeling en beekforel. In 2015 bleek naast de substraatpartikels van geschikte afmeting echter meer partikels met kleinere korrelgrootte aanwezig te zijn. In vergelijking met 2014 zijn er terug voor alle grootteklassen stenen aanwezig op de riffle. Naar de toekomst toe is het van groot belang om mogelijke dichtslibbing van de riffle door aangevoerde kleine steentjes of partikels, op te volgen.

De meeste substraatpartikels bevatten in 2012 en 2013 perolithon, waaronder alle stenen met een intermediaire as groter dan 104 mm. In 2012 waren partikels met perolithon echter nog talrijker dan in 2013. Dit kan verklaard worden door het grotere aantal partikels met afmetingen kleiner dan 2 mm dat werd opgeraapt in 2013. Slechts

weinig substraatpartikels kleiner dan 2 mm bevatten perolithon. Door de aanleg van de kunstmatige riffle, die bestaat uit stenen van optimale grootte die bovenop het heterogene oude substraat gelegd werden, was het aandeel substraatpartikels kleiner dan 2 mm gedaald van 11 naar 1%. De daling in het percentage stenen met perolithon in 2014 was te wijten aan de aanvulling van nieuwe, nog onbegroeide stenen. In 2015 was er opnieuw een grote toename aan begroeiing op de substraatpartikels in vergelijking met het jaar voorheen. 88% van de opgeraapte partikels in de stroomafwaartse riffle en 91% in de stroomopwaartse riffle waren begroeid met perolithon in vergelijking met respectievelijk 55% en 2% in 2014. Aangezien de aanwezigheid van perolithon op het paaisubstraat nefast is voor het reproductief succes van kopvoorn en serpeling (De Voght et al., 2003), is het van belang dat de factoren die algen- en microbengroei in de hand werken, worden geïdentificeerd en uitgesloten. Het is dus belangrijk om eventuele aanvoer van huishoudelijk afvalwater, nutriëntenrijk sediment en run-off van akkers te minimaliseren. Ook de hoeveelheid zonlicht dat op de riffle terecht komt kan een grote rol spelen. Door de helderheid van het water kan het licht namelijk gemakkelijk doordringen tot de bodem van de rivier.

Het meest ideale voortplantingssubstraat was slechts verspreid aanwezig op de riffle en besloeg slechts een klein deel van de totale oppervlakte vóór de aanleg van de kunstmatige riffle in 2013. Deze vaststelling was in overeenstemming met de resultaten van de Pebble Count. Een mengsel van slib, zand en hoekige steentjes, zorgde meestal voor een matige tot sterke ingebedheid en een licht geconsolideerde compactie. Dit veranderde na de aanleg van de kunstmatige riffle in 2014 naar een toestand die wél aanleunde bij de habitateisen van kopvoorn en serpeling, namelijk geen ingebedde stenen met grove poriën en een zeer losse compactie. In 2015 was de ingebedheid van het substraat beduidend gestegen in vergelijking met de situatie in 2014. De meeste partikels waren bij de bemonstering dit jaar geconsolideerd, met plaatselijke of volledige verstopping van de porieruimten en matige tot sterke ingebedheid. Deze veranderingen in porieruimte en ingebedheid waren iets matiger voor de stroomopwaartse dan voor de stroomafwaartse riffle, maar wel aanwezig. Het is bijgevolg belangrijk om de evolutie van de riffle verder op te volgen. Net als gesugereerd door Manny et al. (2015) kan hieruit worden geleerd dat het van groot belang is de hydro- en geomorfologie van de rivier mee in beschouwing te nemen bij het zoeken naar geschikte locaties voor de aanleg van riffles.

Vóór de aanleg van de riffle was een groot deel van het oppervlak van de kunstmatige riffle bedekt met waterplanten. Dit is niet optimaal, omdat de oppervlakte beschikbaar stenig substraat hierdoor wordt beperkt. De waterplanten kunnen bovendien dienst doen als sedimentvang, waardoor fijn substraat wordt vastgehouden. Na de aanleg van de riffle in 2014 leek dit probleem verminderd. In 2015 was de hoeveelheid waterplanten voor de stroomafwaartse riffle afgenomen in vergelijking met het jaar voordien (5 à 10% ipv 37%). De beschaduwing van oevervegetatie nam wel toe (50% ipv 30%). De aanwezigheid van waterplanten en beschaduwing bleef gelijk en afwezig (0%) voor de riffle stroomopwaarts ten opzichte van de Beekstraat.

Kunstmatige riffle in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse)

Door het hogere aantal meetpunten op de riffle ten opzichte van 2014, werd dit jaar - in tegenstelling tot vorig jaar, enkel de riffle en niet de pool t.h.v. de Elsenstraat (Figuur 87) opgemeten.



Figuur 87 De kunstmatige riffle in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse).

Afmetingen riffle

2013

De riffle was 30 m lang en 5,2 m breed. De pool stroomaf van de riffle was ondiep genoeg voor een Pebble Count en evaluatie van de ingebedheid. De pool was 20 m lang en 5,2 m breed (Tabel 22).

2014

De lengte van de riffle in de lente van 2014 is vermeerderd tot 37 m, de breedte bleef onveranderd (Tabel 22). Enkele stenen van de riffle spoelden bovendien uit tot 40m stroomafwaarts van de stroomopwaartse grens van de riffle, en kwamen bijgevolg in de pool stroomafwaarts van de riffle terecht. De pool was te diep voor een Pebble Count en voor een evaluatie van de ingebedheid.

2015

De lengte van de riffle was in 2015 zo'n 38 m en de breedte 4,7 m. Een aantal stenen (60 tot 120 mm) werden echter nog gevonden tot op 39 m. Deze stenen lagen op een diepte van ongeveer 47 cm. De pool had een lengte van meer dan 39 m met hier en daar een steen (60 tot 120 mm). Indien de lengte van de pool werd gemeten tot aan het begin van de riffle liep deze op tot ongeveer 42 m (Tabel 22).

Waterdiepte, stroomsnelheid en debiet

2013

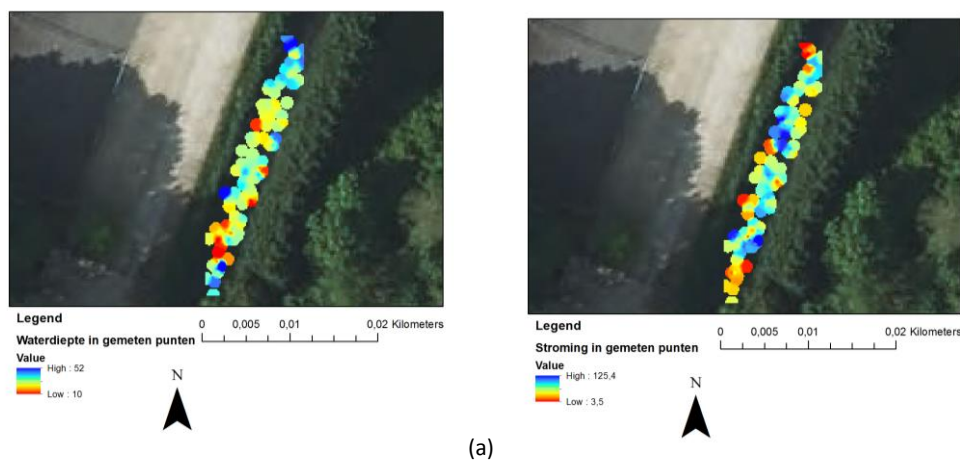
De riffle was gemiddeld $19,0 \pm 6,0$ cm diep met een minimum van 0,0 cm en een maximum van 32,0 cm. De waterdiepte ter hoogte van de pool bedroeg gemiddeld $41,1 \pm 11,9$ cm, met een minimum van 23,0 cm en een maximum van 62,0 cm. Het verschil tussen de gemiddelde diepte van de riffle en de gemiddelde diepte van de pool bedroeg dus ongeveer 21,0 cm. De stroomsnelheid boven de riffle was gemiddeld $49,2 \pm 28,8$ cm/s, met een minimum van 1 cm/s en een maximum van 108 cm/s. De gemiddelde stroomsnelheid in de pool was $21,0 \pm 12,0$ cm/s, met een minimum van 7 cm/s en een maximum van 58 cm/s. De waterdiepte en stroomsnelheid werden gemeten bij een debiet van $0,43 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabel 22).

2014

De waterdiepte boven de riffle was gemiddeld $24,6 \pm 5,9$ cm, minimaal 10,0 cm en maximaal 36,0 cm. De diepte van de pool was gemiddeld $34,3 \pm 13,0$ cm, met een minimale diepte van 10,0 cm en een maximale diepte van 60,0 cm. Het verschil tussen de gemiddelde diepte van de riffle en de pool bedroeg dus ongeveer 10 cm. De stroomsnelheid boven de riffle was gemiddeld $51,1 \pm 23,3$ cm/s, met een minimum van 18,5 cm/s en een maximum van 110 cm/s. De waterdiepte en stroomsnelheid werden gemeten bij een debiet van $0,48 \text{ m}^3/\text{s}$ (Tabel 22).

2015

De gemiddelde waterdiepte bedroeg $22,3 \pm 6,1$ cm met een minimum van $<10,0$ cm en een maximum van 52,0 cm. De stroomsnelheid had een gemiddelde van $52,7 \pm 23,7$ cm/s met een minimum en maximum van 3,5 cm/s en 125,4 cm/s respectievelijk. Deze gegevens werden verzameld bij een debiet van $0,21 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figuur 88; Tabel 22).



Figuur 88 IDW interpolatie van de diepte (cm) en stroomsnelheid (cm/s) in de in 2015 gemeten punten op de riffle (a en b respectievelijk).

Korrelgrootteverdeling

2013

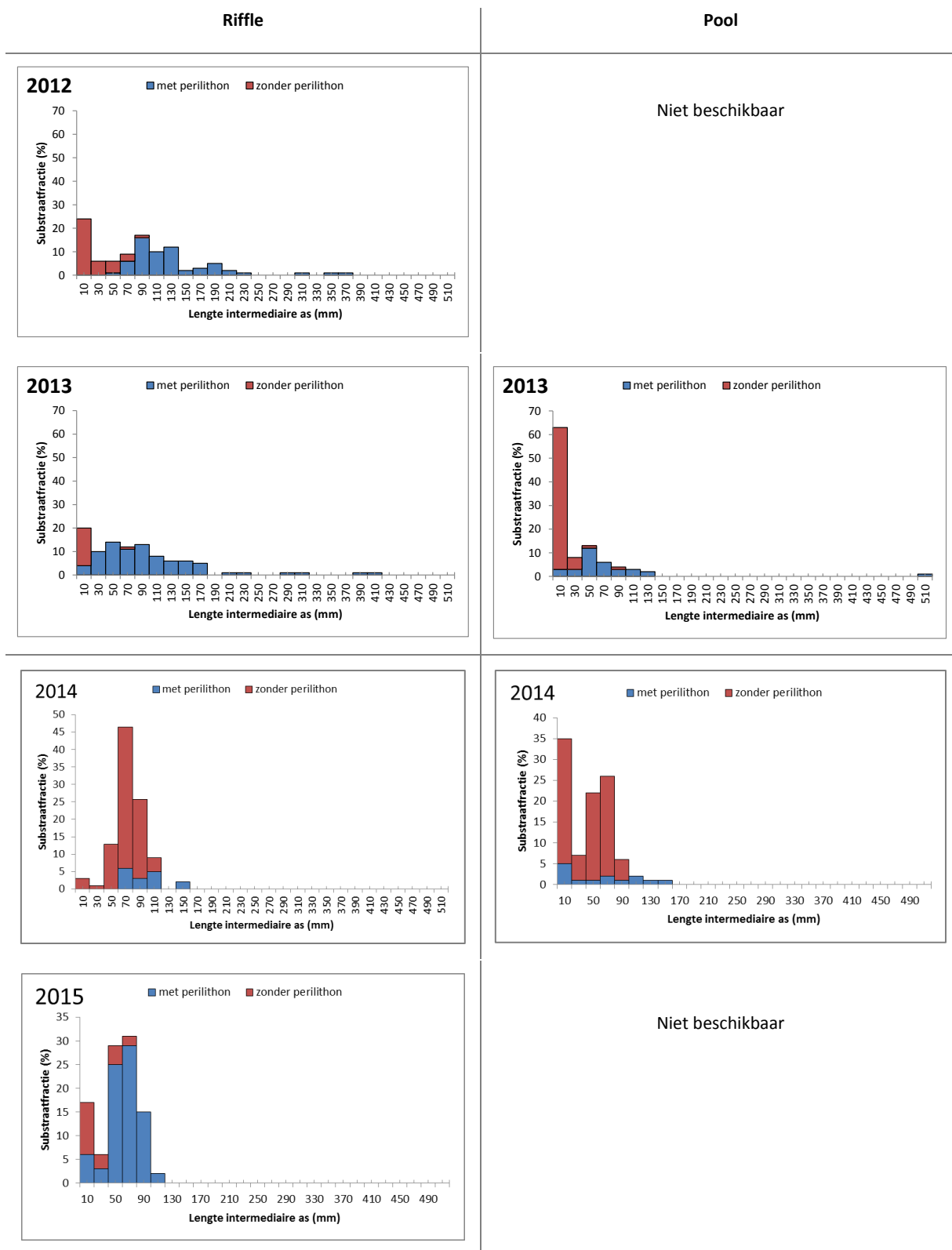
De substraatpartikels waaruit de riffle was opgebouwd varieerden van slib en zand tot grote breukstenen (Figuur 89). Het substraat van de riffle stroomafwaarts van de Elsenstraat was vergelijkbaar met dat ter hoogte van de Beekstraat, maar de breukstenen waren doorgaans wel kleiner. In 2012 had 54% en in 2013 had 53% van de substraatpartikels een intermediaire as tussen 41 en 140 mm. 50% van de substraatpartikels ter hoogte van de riffle had een intermediaire as van 5 tot 80 mm, wat als ideaal paaisubstraat kan worden beschouwd (Van den Neucker et al., 2013a). In 2013 was de korrelgrootteverdeling van de riffle sterk vergelijkbaar met die in 2012 (Figuur 89). In de pool waren de afmetingen van het substraat doorgaans kleiner dan die op de riffle. Meer dan 60% van de substraatpartikels in de pool had afmetingen kleiner dan 20 mm (Figuur 89) en 41% was kleiner dan 2 mm (slib en zand). 47% van de partikels in de pool had afmetingen van 5 tot 80 mm.

2014

De substraatpartikels op de riffle varieerden van fijn zand over grover zand tot kleine stenen. Over het algemeen zijn er dus minder grote breukstenen aanwezig dan het jaar voordien. Het grootste deel van de gemeten stenen (57%) had een korrelgrootte tussen de 5 en 80 mm, dat als geschikt kan worden beschouwd op basis van de gekende habitateisen van kopvoorn en serpeling (Van den Neucker et al., 2013a) (Figuur 89).

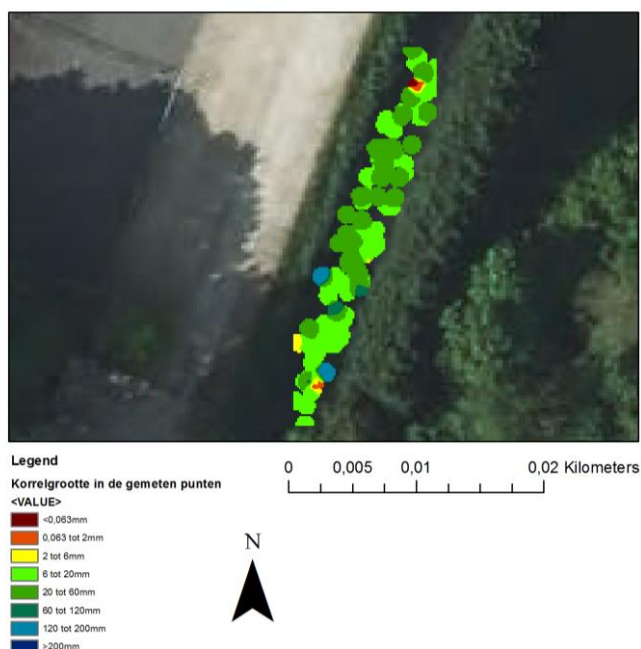
2015

Uit de metingen van 2015 blijkt dat het substraat overwegend bestaat uit kleinere stenen. Zo'n 17% van de substraatpartikels was kleiner dan 20 mm. Zo'n 66% van het gemeten substraat had een korrelgrootte tussen de 20 en 80 mm. 67% van het substraat had een korrelgrootte tussen de 5 en 80 mm en is volgens de beschikbare literatuur geschikt als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling. Het lijkt er dus op dat de korrelgrootteverdeling lichtjes is gewijzigd in vergelijking met vorig jaar, voornamelijk door de toename van substraatpartikels <20 mm. Over het algemeen is echter de hoeveelheid substraat met de optimale korrelgrootte voor de voortplanting van de doelsoorten toegenomen. De korrelgrootte is weergegeven in Figuur 89 en Figuur 90.



Figuur 89 Korrelgrootteverdeling van de riffle en de pool in 2012, 2013, 2014 en 2015 in de IJse stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse), met onderscheid tussen substraatpartikels met perilithon begroeiing

(blauw) en zonder perolithon begroeiing (rood). Deze resultaten zijn telkens gebaseerd op 100 substraatpartikels.



Figuur 90 IDW interpolatie van de korrelgrootte van het dominant substraat in de in 2015 gemeten punten op de riffle.

Perilithon

In 2013 bevatte 84% van de substraatpartikels op de riffle perilithon en dat was 23% meer dan in 2012. In 2014 was 18% van de onderzochte substraatpartikels op de riffle begroeid met perilithon (Figuur 89).

Van de substraatpartikels in de pool bevatte 33% algen in 2013, terwijl dit er in 2014 14% waren.

2015

In 2015 was de hoeveelheid substraatpartikels begroeid met perilithon beduidend toegenomen (Figuur 89). In totaal was op 80% van de bemonsterde partikels perilithon aanwezig. Begroeiing kwam in mindere mate voor op partikels met een kleinere korrelgrootte (<20 mm en 20 tot 40 mm), maar voornamelijk op de grotere partikels (40 tot 100 mm).

Ingebedheid

2013

In 16 van de 29 meetpunten op de riffle (55%) lag de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. Het dominant substraat in de 16 weerhouden meetpunten was in de meeste gevallen licht geconsolideerd en de porieruimte lag overal in de klasse grof tot fijn. Toch was het dominante substraat meestal matig ingebed (Figuur 92). In 45% van de meetpunten in de pool lag de korrelgrootte van het dominant substraat binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 50% van deze meetpunten was het substraat te klein en in 5% was het dominant substraat te groot (Figuur 91).

2014

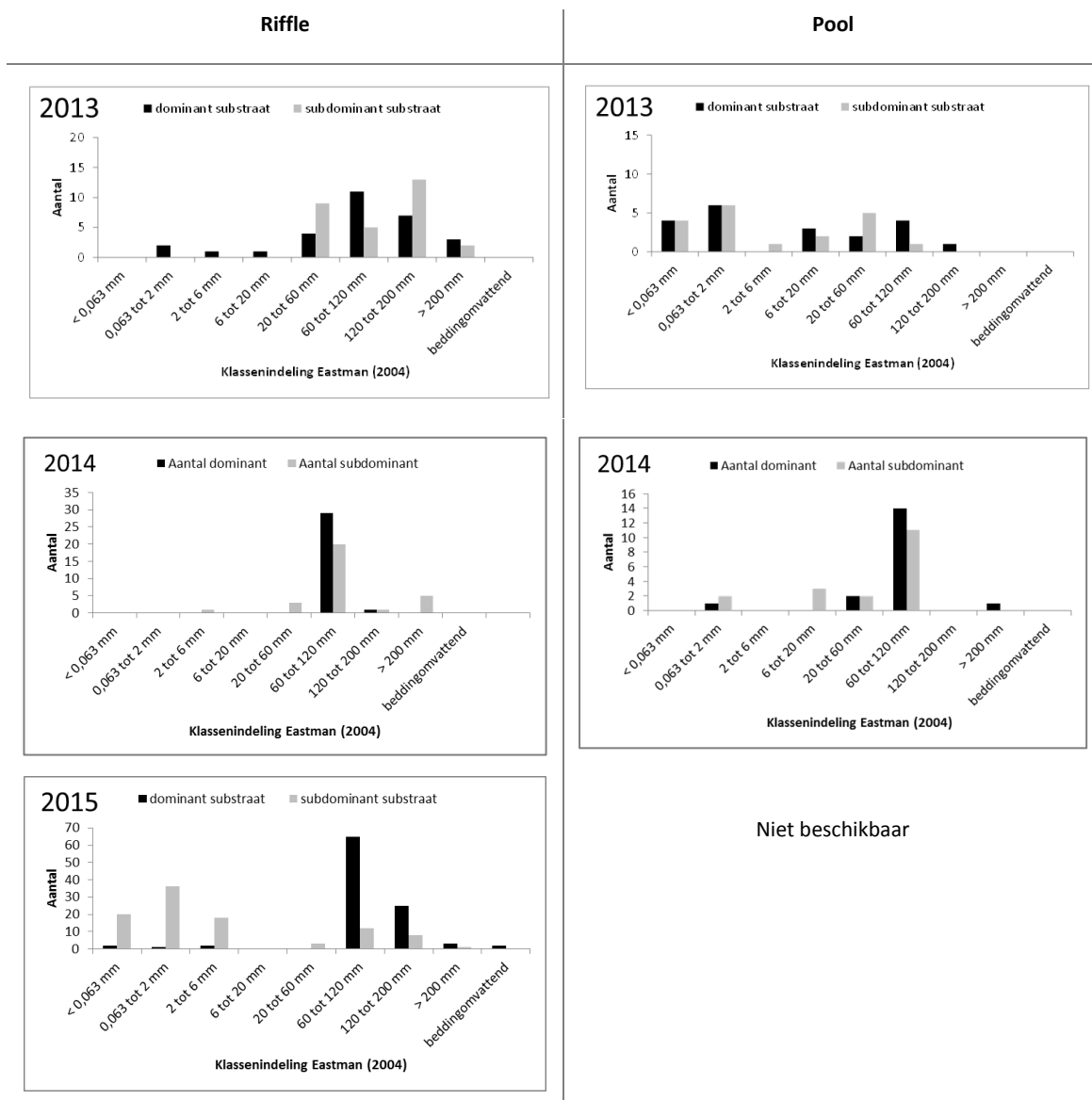
De korrelgrootte van het dominante substraat op de riffle lag in 29 van de 30 meetpunten (97%) binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. Het dominante substraat in de 29 weerhouden meetpunten was overwegend zeer los, met een grove porieruimte en niet ingebed. Op enkele andere plaatsen was het substraat los, met een grove tot fijne porieruimte en weinig ingebed (Figuur 92).

De korrelgrootte van het dominante substraat in de pool lag in 16 van de 20 punten (80%) binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet genomen worden voor de bepaling van de ingebedheid. In 5% van de meetpunten was het substraat te klein en in 15% te groot (Figuur 91). Het dominante substraat in de pool varieerde van zeer los, over los tot licht geconsolideerd. De porieruimte was voornamelijk grof, maar soms ook grof tot fijn of plaatselijk geblokkeerd. De ingebedheid was in de meeste gevallen niet ingebed, en in de andere gevallen weinig tot matig ingebed (Figuur 92).

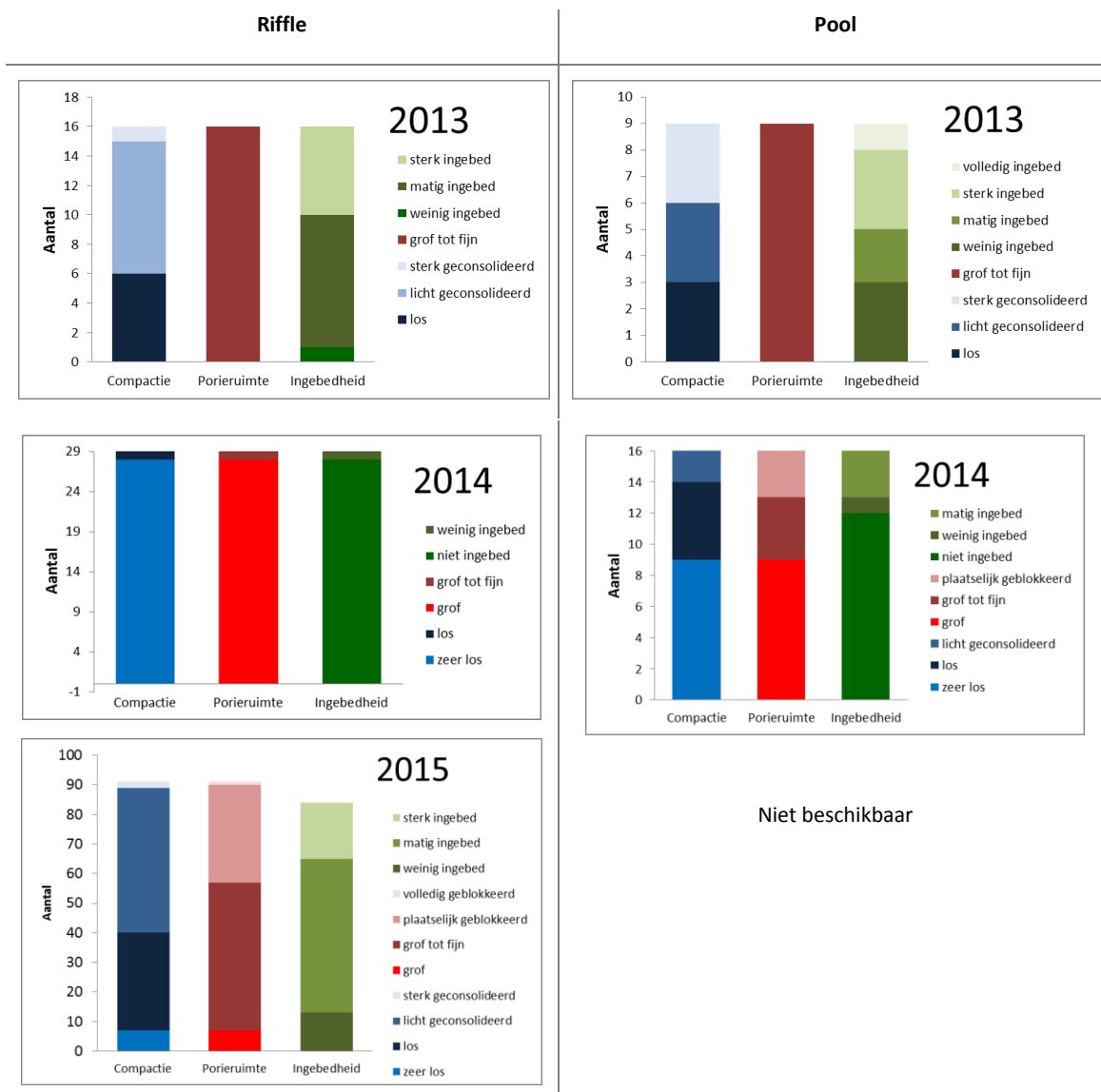
2015

Bij 65 van de 100 meetpunten (65%) bevond de korrelgrootte van het dominante substraat zich binnen het bereik (6 tot 120 mm) dat volgens het protocol van Eastman (2004) verder in beschouwing moet worden genomen voor de bepaling van de ingebedheid. In 5% van de meetpunten was de korrelgrootte te klein en in 30% van de overige meetpunten was de korrelgrootte te groot (Figuur 91).

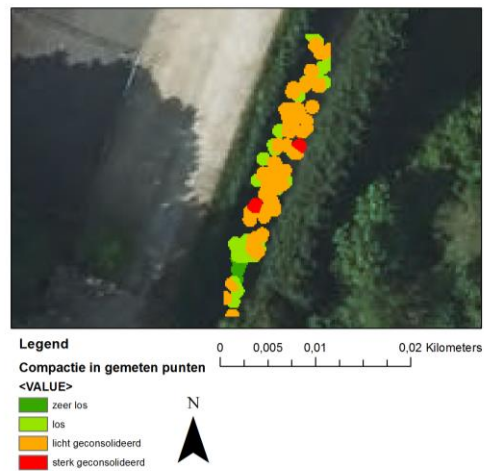
Het substraat was soms zeer los, maar overwegend los tot licht geconsolideerd, en op enkele plaatsen sterk geconsolideerd. De porieruimte van het substraat was soms grof, meestal grof tot fijn of plaatselijk geblokkeerd, en slechts op één meetpunt volledig geblokkeerd. De ingebedheid varieerde van niet ingebed, over weinig tot sterk ingebed. In de meeste gevallen was het substraat matig ingebed (Figuur 92). De compactie, porieruimte en ingebedheid van het substraat op de riffle werd eveneens weergegeven in Figuur 93.



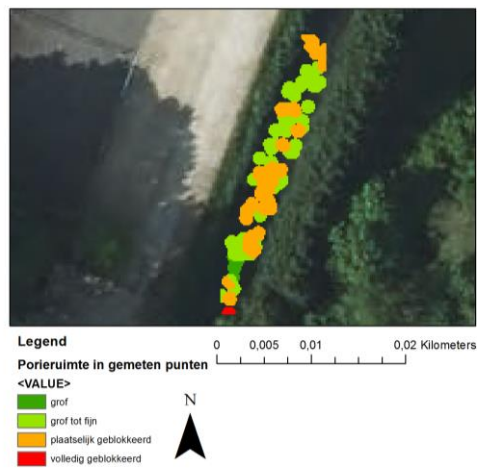
Figuur 91 Korrelgrootteverdeling van het dominante en subdominante substraat op de riffle en in de pool in 2013 en 2014. De resultaten van de riffle zijn voor 2013 en 2014 telkens gebaseerd op 30 meetpunten, terwijl de resultaten van de pool telkens gebaseerd zijn op 20 meetpunten. De resultaten van 2015 zijn enkel beschikbaar voor de riffle. Deze zijn gebaseerd op 100 metingen.



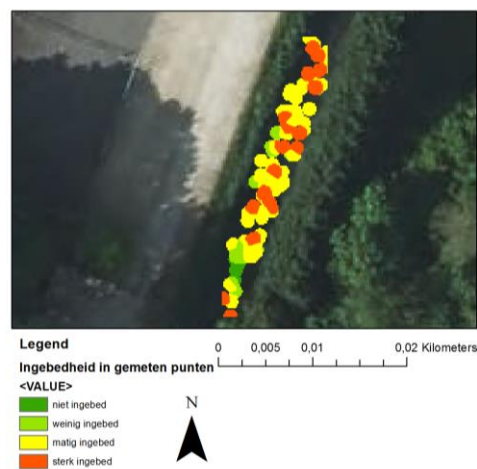
Figuur 92 Compactie, porieruimte en ingebedheid in 16 en 9 meetpunten in 2013 op de riffle en de pool, respectievelijk, en in 29 en 16 meetpunten in 2014 op de riffle en in de pool, respectievelijk. De resultaten van 2015 waren gebaseerd op 65 meetpunten. De korrelgrootte van deze meetpunten ligt tussen 6 tot 120 mm, zoals voorgeschreven in het protocol van Eastman (2004).



(a)



(b)



(c)

Figuur 93 IDW interpolatie van de (a) compactie, (b) porieruimte en (c) interpolatie van de ingebedheid in dein 2015 gemeten punten op de riffle.

Waterplantenbedekking en beschaduwing

2013 en 2014

De riffle was in 2014 niet bedekt met sterrenkroos zoals in 2013 voor 11% het geval was. Wel waren de stenen op de riffle op sommige plaatsen bedekt met algen (Figuur 94). De beschaduwing van de riffle door bomen op de rechter oever is ongewijzigd t.o.v. 2013.

2015

In 2015 bedekten waterplanten (o.a. *Elodea nuttallii*, *Callitriche hamulata*, *Potamogeton pectinatus*, *Glyceria sp* (vlotgras)) 15 à 20% van de riffle. 33% van de riffle lag in de schaduw.



Figuur 94 Foto van de nieuw aangelegde riffle stroomafwaarts van de Elsenstraat (Neerijse) tijdens de veldmeting van 25 april 2014.

Bodemprofiel

Op de riffle in de IJse aan de Elsenstraat kon door een beperkt netwerk geen bodemprofiel worden opgemeten met het Trimble totaalstation.

Bespreking

De gemiddelde waterdiepte en stroomsnelheid boven de kunstmatige riffle stroomafwaarts van de Elsenstraat lagen in 2012 en 2013 al binnen het optimale bereik voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling. Ook de afmetingen van de riffle kwamen overeen met die van riffles die als optimaal worden beschreven in de literatuur (Van den Neucker et al., 2013b). De diepte lag na aanleg van de riffle nog steeds binnen de eisen van kopvoorn, serpeling en beekforel. De stroomsnelheid is eveneens nagenoeg onveranderd gebleven. In 2015 bedroeg de stroomsnelheid ongeveer 50 cm/s. Dit ligt tegen de bovengrens van de eisen van serpeling (Cowx and Welcomme, 1998).

De korrelgrootteverdeling van de substraatpartikels waaruit de kunstmatige riffle is opgebouwd was in 2013 sterk vergelijkbaar met die in 2012. De helft van de substraatpartikels had optimale afmetingen voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling, maar lag verspreid tussen de grotere breuksteen. Door de aanleg van de kunstmatige riffle steeg de fractie substraat binnen de optimale grootteklasse tot 97%. De grotere breukstenen zijn door de aanleg onder de kleinere stenen terecht gekomen en de fractie klein substraat daalde tot 4%. Daarmee was in 2014 minder dan 5% van het substraat op de riffle kleiner dan 1-2 mm, wat een vereiste is voor beekforel. In 2015 waren er meer substraatpartikels met een kleinere korrelgrootte (16% <2 mm). Dit zou er eventueel op kunnen wijzen dat er aangebracht sediment wordt afgezet op de riffle. Het is daarom van groot belang dat de korrelgrootteverdeling en mogelijke beïnvloedende factoren verder worden opgevolgd.

In 2013 was 84% van de substraatpartikels begroeid met perolithon. De groei van draadalgen kan worden verklaard door de toevoer van huishoudelijk afvalwater dat aan het stroomopwaartse uiteinde van de kunstmatige riffle via een aangetakte gracht wordt aangevoerd (Van den Neucker et al., 2013a). In 2014 (metingen uitgevoerd 4 maanden na de aanleg van de riffle) was reeds 16% van de substraatpartikels begroeid met perolithon, voornamelijk de grotere stenen. In 2015 was de hoeveelheid begroeide stenen beduidend toegenomen. In totaal was op 80% van de bemonsterde partikels perolithon aanwezig. De aanwezigheid van perolithon op het paaihabitat is echter nefast voor het reproductief succes van kopvoorn en serpeling (De Voght et al., 2003). Het aanpakken van eventuele vervuilingbronnen zou de kwaliteit van de riffle mogelijks ten goede kunnen komen. Een andere factor die een rol kan spelen in de groei van perolithon is zonlicht dat op de riffle komt. Door de helderheid en geringe diepte van het water kan het licht namelijk gemakkelijk doordringen tot de bodem van de rivier en daar zorgen voor de groei van algen op de stenige bodem.

In 2013 kwamen de substraatpartikels met afmetingen die optimaal zijn voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling verspreid voor tussen de grotere breuksteen. Deze hadden echter slechts matig geschikte condities voor de doelsoorten. In 2014, na de aanleg van de riffle, had het substraat een verandering ondergaan naar zeer losse tot losse stenen, grove porieruimten en geen ingebedheid. Dit bracht de karakteristieken van de locatie veel dichterbij de habitateisen van de lithofiele soorten. Het dominante substraat in de pool werd als zeer los, los of licht geconsolideerd bevonden, met een eerder grove porieruimte en niet ingebed. Er was echter ook een grotere hoeveelheid substraat met kleine korrelgrootte (<2 mm) aanwezig in de pool in vergelijking met de riffle. In 2015 was de situatie opnieuw slechter, mogelijks door de aanbreng van fijn sediment. Het is daarom van cruciaal belang de evolutie en eventueel beïnvloedende factoren te blijven opvolgen, ook al is de situatie hier minder ernstig dan in de riffles ter hoogte van de Beekstraat.

De bedekking met waterplanten was zowel in 2013 als 2014 klein, ondanks de beperkte beschaduwing. Dit zou de voortplanting van de lithofiele doelsoorten ten voordele komen. In 2015 lag 33% van de riffle in de schaduw.

Conclusie

Uit de opvolging van de aangelegde riffles in de IJse kunnen we voorlopig besluiten dat:

- de waterdiepte nog steeds binnen het optimale bereik voor de voortplanting van de doelsoorten ligt
- ook de stroomsnelheid boven de riffles binnen of net onder het optimale bereik voor de drie doelsoorten ligt, hoewel de stroomsnelheid tegen de bovengrens van serpeling aanleunt in de riffle aan de Elsenstraat
- er na de aanleg van de riffles minder perolithon op het substraat te vinden is, maar dit een jaar later terug beduidend aanwezig is
- de ingebedheid, porieruimte en compactie van het substraat na de aanleg verbeterd is, maar dit een jaar na aanleg opnieuw is geëvolueerd naar meer ingebed en geconsolideerd substraat met geblokkeerde porieruimten
- In 2015 neigde dit meer naar de kleinere kant in vergelijking met 2014, en waren opnieuw alle klassen van de korrelgrootte vertegenwoordigd. Dit is een verbetering t.o.v. de situatie in 2014, waar de substraatpartikels wat aan de grote kant waren (substraatklassen overwegend S5- S6). Ideaal volgens de literatuur zou de klasse S4 (6-20 mm) zijn. Voor beekforel mag dit zelfs nog iets kleiner, namelijk klasse S3 (2-6 mm)

- de stenen waaruit de riffles opgebouwd zijn, hoekig zijn. Het is nog niet duidelijk of de kopvoorn, serpeling en beekforel hoekige of ronde stenen verkiezen om te paaïen. Zoals reeds in voorgaande rapporten vermeld, dragen afgeronde stenen waarschijnlijk de voorkeur omdat dit verwonding van de vissen bij het paaïen voorkomt (Habashy, 1974; Rubin et al., 2004; Van den Neucker et al., 2013a).

Bodemprofielen van de kunstmatige riffle in de Dalemansloop stroomop Beekhoek (Geel)

Doordat de nieuw gestorte stenen van de riffle te diep liggen, tussen de drempels van de vistrap, konden noch in 2014, noch in 2015 verdere opmetingen gebeuren.

Bodemprofiel

In de Dalemansloop stroomop van de Beekhoek (Ten Aard, Geel) werden drie riffles opgemeten in 2013. De meest stroomafwaartse wordt hieronder telkens als 1 genummerd, de middelste 2, en de meest stroomopwaartse 3. In december 2013 werd een vistrap aangelegd en tussen de drempels van de vistrap steenbestorting aangebracht (Figuur 95, Figuur 96). Deze ligt op een andere locatie (Figuur 97), waardoor de profielmetingen het niet toelaten om de situatie voor en na de aanleg van de kunstmatige grindbedden te vergelijken, noch om de dikte van de aangebrachte grindlaag op te volgen in de tijd. Bovendien liggen de nieuw aangelegde riffles te diep om enige opmeting te kunnen volbrengen. Riffles 1, 2 en 3, die opgemeten werden in 2013, werden in de lente van 2015 opnieuw opgemeten om een idee te krijgen van de evolutie van dit stroomafwaartse deel van de waterloop na de aanleg van de vistrap.



Figuur 95 Foto's genomen tijdens en na de aanleg van de vistrappen en daartussen gelegen riffles in de Dalemansloop in december 2013.

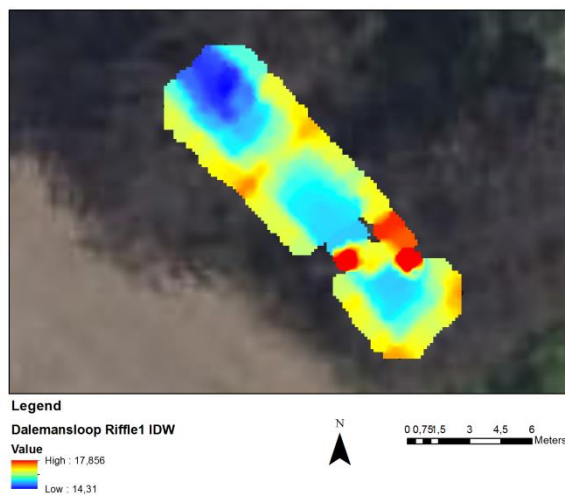


Figuur 96 Aanleg van de riffles tussen de geplaatste vistrappen in de Dalemansloop in december 2013.

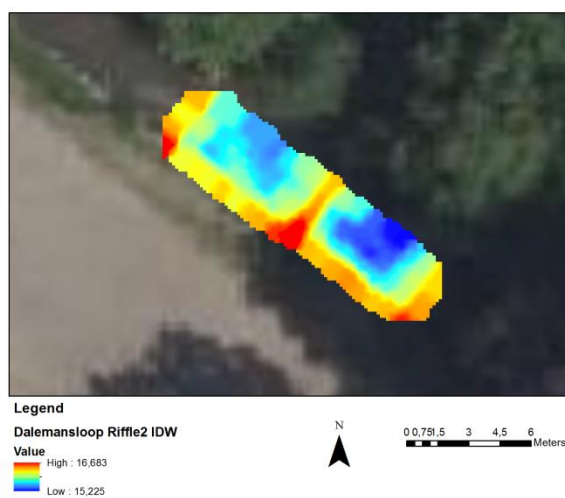


Figuur 97 Locatie van de riffles die werden opgemeten met de trimble in 2013, voor de aanleg van de vistrap en nieuwe grindbedden (donker rode, groene en blauwe punten) en de opmeting in 2014, na de aanleg van de vistrap en nieuwe grindbedden (roze punten).

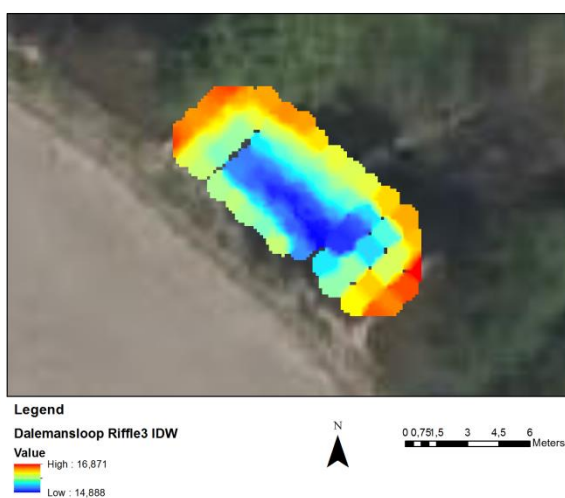
De drie locaties waar grindbedden werden aangelegd in de Dalemansloop, stroomopwaarts van de Beekhoek (Ten Aard, Geel), worden weergegeven in Figuur 97. De meest stroomafwaarts gelegen locatie vertoonde weinig reliëf. Op de middelste en op de meest stroomopwaartse locatie zorgden vooral de geulen langs de liesgrasbegroeiing voor oneffenheden in het bodemprofiel. De uiteindelijke nieuwe steenbestorting voor de nieuwe, kunstmatige riffles gebeurde tussen de drempels van een nieuwe vistrap. Deze nieuwe riffles liggen momenteel te diep en daarmee buiten het bereik van de geprefereerde dieptes voor de paai van kopvoorn en serpeling.



(a)



(b)



(c)

Figuur 98 Bodemprofiel van de riffles in de Dalemansloop. Deze representeren de hoogte ten opzichte van het zeeniveau (m).

Het bodemprofiel van de in 2015 opgemeten riffles in de Dalemansloop zijn weergegeven in Figuur 98. Op de figuur is te zien dat verschillende plaatsen op de riffle meer dan een meter diep liggen ten opzichte van de oever. Bovendien zijn de aangelegde riffles vrij kort (minder dan drie keer zo lang als breed).

Aanbevelingen

De aangelegde riffles in de Dalemansloop liggen diep. Omdat de riffles gepositioneerd zijn tussen kort opeenvolgende vistrappen, loopt boven de riffles een grote hoeveelheid water met slechts geringe stroomsnelheid. Door de beperkte lengte van de riffle tussen de vistrappen en de diepte waarop deze ligt, valt er veel aangebracht sediment op neer. Dit zijn alles behalve optimale condities voor de voortplanting van kopvoorn en serpeling. De lithofiele doelsoorten vereisen stenig habitat (korrelgrootte tussen 5 en 80 mm), dat niet te diep ligt (tot 50 cm), en met voldoende stroomsnelheid (20 tot 50 cm/s). De stenige laag moet tevens voldoende dik zijn (10 tot 15 cm), doorstroomd door water en mag bijgevolg niet dichtslibben. De interstitiële ruimten beschermen de eitjes tegen predatie en wegspoeling tijdens de incubatieperiode, en zijn daarom van groot belang (Manny et al., 2015).

Een oplossing in de Dalemansloop zou kunnen zijn om de riffles hoger te leggen door meer stenen aan te voeren. Het verhogen van de riffle zou niet alleen een geschiktere diepte voor de doelsoorten creëren, maar ook zorgen voor een hogere stroomsnelheid en dus minder sedimentatie op de riffle. Het plaatsen van de riffle onder een licht neerwaartse helling zou eveneens de kans op dichtslibben kunnen verminderen (Manny et al., 2015). Bovendien zou door middel van 'wooding' (het toevoegen van dood hout aan de rivier) het sediment kunnen worden opgevangen langs de randen van de rivier (Richmond en Fausch, 1995; Roni et al., 2014; Jackson en Wohl, 2015) en de waterloop worden versmald (Roni et al., 2014). In de toekomst zou bij het wegnemen van knelpunten kunnen worden nagegaan of de plaatsing van 'hockey ramp' vistrappen een optie is.

Het is en blijft belangrijk om in het achterhoofd te houden dat er moet worden gestreefd naar een natuurlijke en dus dynamische waterloop die in balans is met de omgeving. Aanleg van gefixeerde riffles en het aanmaken van een sedimentvang moeten worden gezien als tijdelijke oplossingen. In een dynamische rivier kunnen sedimentpartikels in suspensie gaan en weer worden afgezet naargelang de stroming en omstandigheden. Kennis over de hydrodynamica en het sedimenttransport in de rivier is van groot belang voor het localiseren van een geschikte plaats voor de aanleg van een riffle (Manny et al., 2015).

3.4.6 Evaluatie aanwezigheid paairiffles in de vallei van de drie beken

3.4.6.1 Inleiding

In alle waterlopen waar de doelsoorten werden uitgezet, hebben de oudste individuen inmiddels de leeftijd bereikt waarop ze zich kunnen voortplanten. Natuurlijke productie blijft echter uit of beperkt. Voldoende geschikt paaihabitat blijft dus meer dan waarschijnlijk de voornamelijkste flessenhals. In de vallei van de drie beken (Figuur 98) werd in 2014 tijdens een afvissing van het Adviesbureau voor Bodem Water en Ecologie (ATKB) juveniele kopvoorn (15 individuen) en één serpeling gevangen. Tijdens de nulmeting in 2012 werden deze soorten echter niet aangetroffen. De vangst van juveniele kopvoorn zou kunnen wijzen op natuurlijke reproductie. Opmerkelijk is dat dit korte tijd na de aanpassing van de lozingsvoorwaarden voor Tessenderlo Chemie (januari 2014) plaatsvond. In januari 2014 werden de lozingsvoorwaarden (naar zoutgehalte toe) aangepast.

Het optreden van natuurlijke reproductie betekent o.a. dat de waterkwaliteit verbeterde tot een aanvaardbaar niveau en dat geschikt paaihabitat in het studiegebied aanwezig is. Het doel van dit deelonderzoek is om de aanwezigheid van potentieel geschikt paaihabitat, onder de vorm van paairiffles, voor rheofiele vissoorten zoals kopvoorn en serpeling na te gaan in de vallei van de drie beken. Een localisatie van paairiffles in dit studiegebied kan verder voorkomen dat bij de geplande sanering van de waterbodem stroomopwaarts in de "Grotebeek – Kleinebeek – Winterbeek – Genemeersbeek", dit waardevol habitat zou worden vernietigd.

3.4.6.2 Doelstelling

Het doel van dit deelonderzoek is om de aanwezigheid van potentieel geschikt paaihabitat, onder de vorm van paairiffles, voor rheofiele vissoorten zoals kopvoorn en serpeling na te gaan in de vallei van de drie beken.

In eerste instantie werd hiervoor het studiegebied gescreend naar ondiep habitat met geschikt substraat. In de toekomst zullen potentieel geschikte paaihabitats meer in detail worden onderzocht naar hun geschiktheid voor de voortplanting van de doelsoorten.

3.4.6.3 Studiegebied

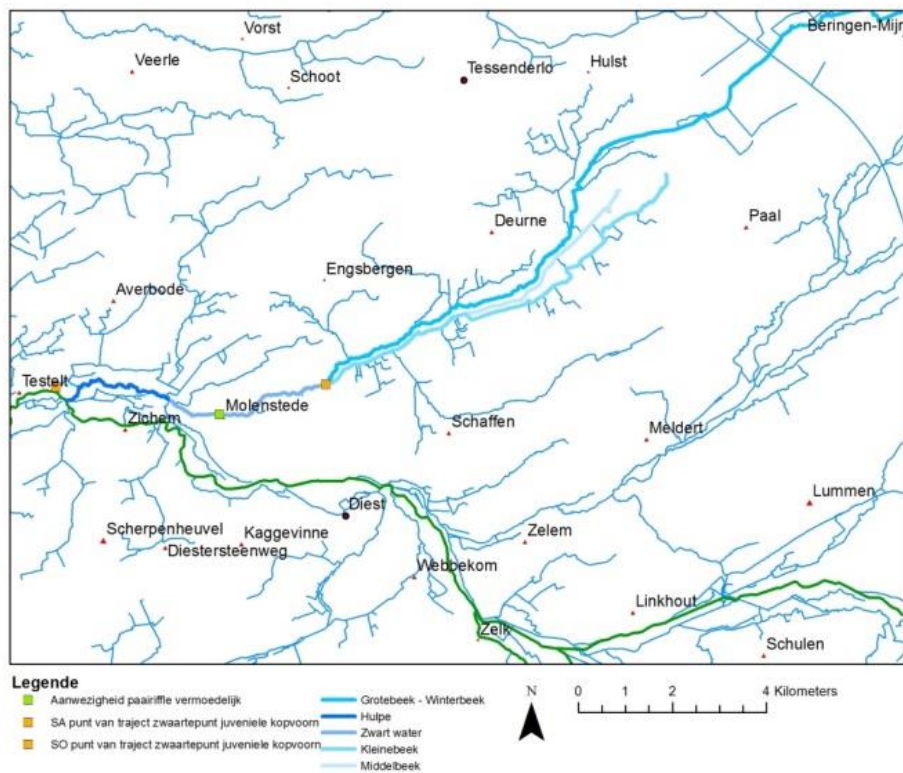
Beschrijving van de waterloop

De vallei van de drie beken ligt in het Demerbekken, op de grens van de provincies Vlaams-Brabant en Limburg, tussen de Demer en het Albertkanaal. Het gebied strekt zich uit over de gemeentes (en deelgemeentes): Diest (Zichem, Molenstede, Schaffen), Tessenderlo (Engsbergen, Deurne, Hulst) en Beringen (Paal). De waterlopen die samen dit gebied vormen zijn, in stroomafwaartse volgorde: (1) de "Grotebeek – Kleinebeek – Winterbeek – Genemeerbeek" (verder in dit rapport afgekort tot Grotebeek-Winterbeek) met een lengte van 20,0 km en een verhang van 14,6 m (~0,07%), (2) de Kleinebeek (mondt uit in de Grotebeek-Winterbeek) en heeft een lengte en verhang van 9,8 km en 7,0 m (~0,07%) respectievelijk, (3) de Middelbeek (mondt uit in de Kleinebeek) met een lengte van 4,7 km en een verhang van 3,6 m (~0,08%), (4) het Zwart Water (ontvangt de Grotebeek-Winterbeek en mondt uit in de Hulpe) dat een lengte van 4,0 km en een verhang van 1,7 m (~0,04%) heeft, en (5) De Hulpe (mondt uit in de Demer) met een lengte van 2,8 km en een verhang van 0,09 m (~0,003%). Deze rivieren zijn weergegeven in Figuur 99.

Het onderzoek dat hier wordt voorgesteld houdt een evaluatie in van:

- De aanwezigheid van potentieel geschikte riffles
- Opmeting van de potentieel geschikte riffles
- Gedetailleerde opmeting van de riffle ter hoogte van de Molenstede (2016)

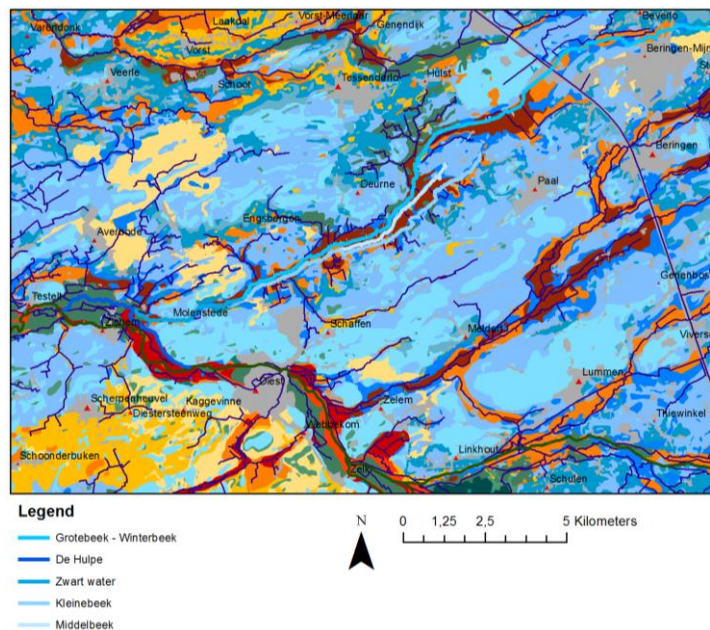
Het zwaartepunt van de evaluatie ligt op het traject waar tijdens de afvissing van 2014 de meeste juveniele kopvoorn werd gevangen (Figuur 99).



Figuur 99 Situering van het studiegebied in Vlaanderen. De legende benoemt de waterlopen die samen de vallei van de drie beken vormen. De groene lijn is de Demer, waar het water van de vallei van de drie beken naartoe stroomt. Oranje vierkantje: locatie waar tijdens de afvissing van 2014 de meeste juveniele kopvoorn werd gevangen.

Bodemsamenstelling

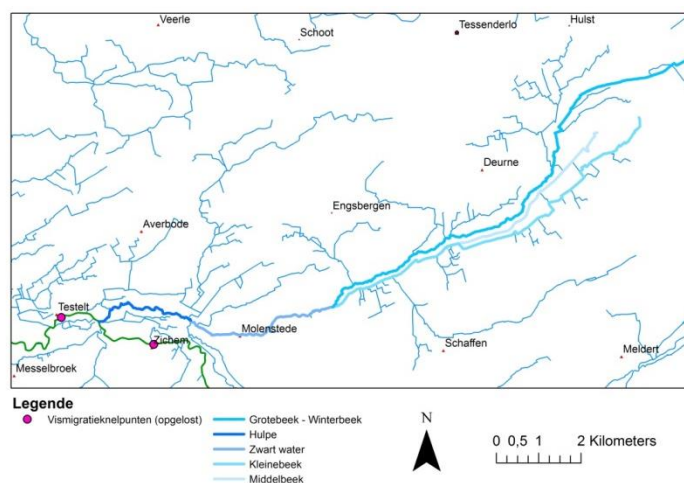
De bodemsamenstelling in de vallei van de drie beken bestaat - zoals afgebeeld in Figuur 100, voornamelijk uit veen (donker rood), vochtig zand (lichtblauw), natte klei (donker groen), nat zand (fel blauw) en natte zandleem (oranje).



Figuur 100 Bodemsamenstelling in de vallei van de drie beken. De bodem aan het oppervlak bestaat vooral uit veen (donkerrood), zandleem (oranje), zand (blauw), en klei (groen).

Vismigratiekelpunten

Er zijn geen vismigratiekelpunten opgenomen in de vismigratiedatabank van de Vlaamse Milieumaatschappij voor het studiegebied. Ook in de Demer, waar De Hulpe in uitmondt, zijn geen vismigratiekelpunten aanwezig in de onmiddellijke omgeving van De Hulpe. Er bevinden zich enkel twee opgeloste kelpunten ter hoogte van watermolens (Figuur 101; www.vismigratie.vmm.be).



Figuur 101 Overzicht vismigratiekelpunten, al dan niet opgelost, in (de buurt van) het studiegebied (www.vismigratie.vmm.be).

Waterkwaliteit

De beschikbare gegevens van de Vlaamse Milieumaatschappij reiken tot 2013. Deze meetgegevens duiden op een onvoldoende waterkwaliteit voor de paai en overleving van kopvoorn en serpeling.

3.4.6.4 Materiaal en Methode

Eerst en vooral werd de aanwezigheid van potentiële paaihabitat voor de lithofiele vissoorten nagegaan door te wandelen met een peilstok langs de rivieren in de vallei van de drie beken: De Hulpe, het Zwarte water en de Grote beek.

Wanneer een potentieel geschikte paailocatie voor kopvoorn en serpeling werd gevonden, werd op deze locatie de geschiktheid geëvalueerd volgens de methode die werd vooropgesteld door Dillen et al. (2005b). Deze evaluatie is gebaseerd op volgende variabelen: het substraat (klei, zand, grind, stenen, blokken), de lengte (m) en de breedte (m) van de riffle, de waterdiepte (cm) en de stroomsnelheid (cm/s) ter hoogte van de riffle. Voor de lengte en breedte van het paaihabitat werd slechts één meting uitgevoerd per riffle. Voor de andere variabelen werden per paaihabitat 10 random metingen uitgevoerd. De stroomsnelheid werd – met het oog op de evaluatie, gemeten op 10 cm onder het wateroppervlak. Gezien het grote verschil in stroomsnelheid in de onder- en bovenloop boven de riffle, werd in de meeste meetpunten echter ook de stroomsnelheid gemeten op 10 cm boven het substraat. Vervolgens werd de riffle beoordeeld op basis van de verzamelde gegevens door deze te vergelijken met de optimale range per doelsoort.

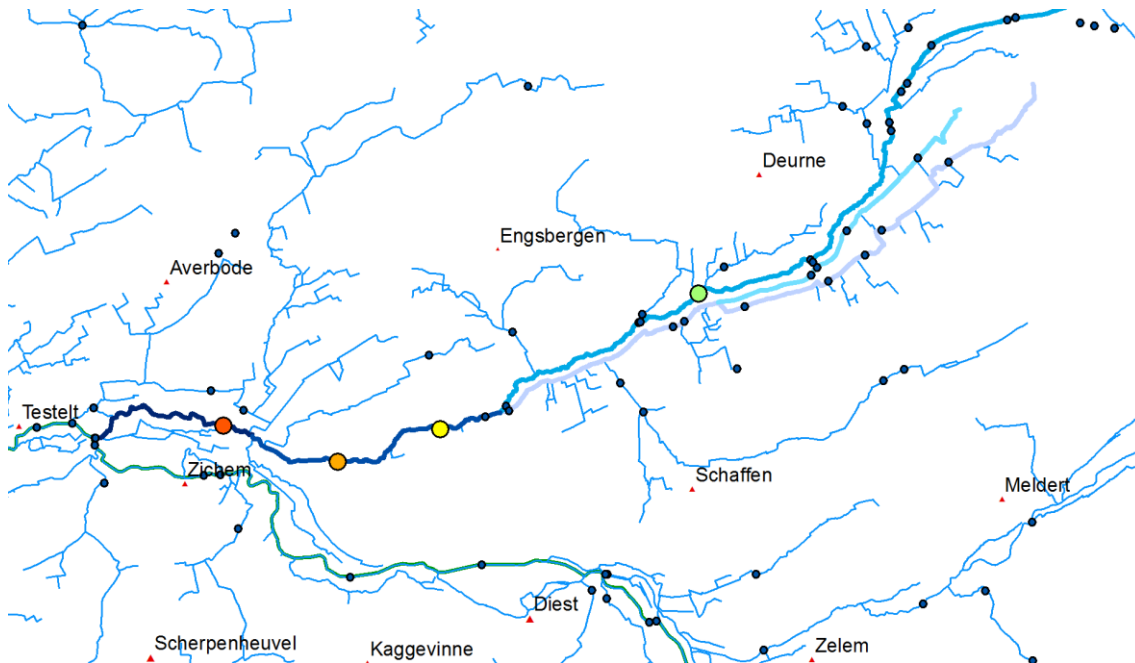
Aan de hand van Tabel 23 kan voor elke opgemeten riffle worden bepaald of deze geschikt, matig of ongeschikt is voor kopvoorn. Van de literatuurstudie en bevestigingen die werden besproken door Van den Neucker (2013a) kan worden afgeleid dat de eisen voor serpeling gelijkaardig zijn als deze voor kopvoorn. Serpeling heeft echter een lagere bovengrens wat de stroomsnelheid ter hoogte van de paairiffle betreft en daarom wordt een stroomsnelheid tot maximum 50 cm/s gehanteerd voor deze doelsoort.

Tabel 23 Beoordeling van de geschiktheid van microhabitats in de rivier als paaihabitat voor de kopvoorn (Dillen et al., 2005b).

Beoordeling habitat	Dominant substraat	Diepte (cm)	Stroomsnelheid (cm/s)
Ongeschikt	Zacht	<10 of >60	<10 of >120
Matig geschikt	Hard	40-60	10-40 of 100-120
Geschikt	Hard	10-40	10-100

In het voorjaar van 2016 zullen de potentiële riffles uitgebreider worden onderzocht op korrelgrootte, ingebedheid, porieruimten etc. zoals reeds werd gedaan voor de evaluaties van de riffles in de IJse en de Dalemansloop (zie sectie 2.2 eerder in dit rapport).

3.4.6.5 Resultaat



Figuur 102 De vallei van de drie beken met aanduiding van vier potentiële riffles (rood: De Hulp ter hoogte van de Ernest Claesstraat brug, oranje: Zwart water ter hoogte van de Molenstede, geel: Zwart water ter hoogte van de brug in de Asdonkstraat, en groen: Grote beek ter hoogte van de spoorwegbrug).

De Hulp ter hoogte van de Ernest Claesstraat brug (rood, Figuur 102)

Waterdiepte en stroomsnelheid

De riffle had een lengte van 17,9 m en een breedte van 5,3 m. De gemiddelde diepte bedroeg $28 \pm 12,3$ cm met een minimum en maximum van respectievelijk 15 cm en 50 cm. Voor de bovenste waterlaag werd een gemiddelde stroomsnelheid gemeten van $33,2 \pm 24,1$ cm/s met een minimum van 5 cm/s en een maximum van 80 cm/s. De stroomsnelheid dicht bij het bodemsubstraat bedroeg gemiddeld $58,8 \pm 22,4$ cm/s met een minimum van 26 cm/s en een maximum van 78 cm/s.

Bodemsubstraat

Op elk meetpunt werd het dominante bodemsubstraat genoteerd. In deze riffle wisselden enerzijds fijn sediment zoals klei en slib, en anderzijds fijner grind en grotere stenen elkaar af. Het substraat was overwegend hard.

Zwart water ter hoogte van de Molenstede (oranje, Figuur 102)

Waterdiepte en stroomsnelheid

Bij het opmeten van de riffle werd een lengte van 32 m en een breedte van 4,4 m genoteerd. De gemiddelde diepte bedroeg $33 \pm 9,2$ cm met een minimum van 20 cm en een maximum van 50 cm. Voor de bovenste waterlaag werd een gemiddelde stroomsnelheid van $40,9 \pm 21,0$ cm/s met een minimum van 2 cm/s en een maximum van 70 cm/s geobserveerd. De stroomsnelheid van de onderste waterlaag bedroeg gemiddeld $65,9 \pm 13,0$ cm/s met een minimum van 45 cm/s en een maximum van 88 cm/s.

Bodemsubstraat

Op de riffle ter hoogte van de Molenstede bestond het substraat voornamelijk uit grote stortstenen en grof grind. Het dominante substraat werd bijgevolg als hard bevonden.

Zwart water ter hoogte van de brug in de Asdonkstraat (geel, Figuur 102)

Waterdiepte en stroomsnelheid

De lengte van de riffle bedroeg 12 m en de breedte 6,5 m. Er werd een gemiddelde diepte van $34 \pm 8,4$ cm met een minimum van 20 cm en een maximum van 40 cm gemeten. De gemiddelde stroomsnelheid van de bovenste waterlaag was $29,1 \pm 8,0$ cm/s met een minimum en maximum van 17 cm/s en 42 cm/s respectievelijk. De gemiddelde stroomsnelheid van de onderste waterlaag bedroeg $38,9 \pm 11,8$ cm/s met een minimum van 25 cm/s en een maximum van 56 cm/s.

Bodemsubstraat

Het substraat van de riffle in het Zwart water bestond hoofdzakelijk uit grind en zand. Het dominante substraat was hard.

Grote beek ter hoogte van de spoorwegbrug (groen, Figuur 102)

Waterdiepte en stroomsnelheid

De opgemeten riffle had een lengte van 21,4 m en een breedte van 4,7 m. De gemiddelde diepte bedroeg $47,3 \pm 13,4$ cm met een minimum van 30 cm en een maximum van 70 cm. Voor de bovenste waterlaag werd een gemiddelde stroomsnelheid opgemeten van $64,7 \pm 47,8$ cm/s met een minimum en maximum van 4 cm/s en 134 cm/s respectievelijk. De gemiddelde stroomsnelheid van de onderste waterlaag was $133,1 \pm 56,3$ cm/s met een minimum van 34 cm/s en een maximum van maar liefst 241 cm/s.

Bodemsubstraat

Het dominante substraat op de riffle in de Grote beek bestond op alle meetpunten uit grote stenen. Het substraat waaruit de riffle is opgebouwd was duidelijk hard.

De Hulpe ter hoogte van de Ernest Claesstraat brug (rood, Figuur 102)

Met een gemiddelde diepte van 28 cm, een gemiddelde stroomsnelheid van 33,2 cm/s en aanwezigheid van overwegend hard substraat kan deze riffle mogelijks als geschikt worden bevonden als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling.

Zwart water ter hoogte van de Molenstede (oranje, Figuur 102)

De gemiddelde diepte van 33 cm en gemiddelde stroomsnelheid van 40,9 cm/s in combinatie met aanwezigheid van hard substraat wijzen er op dat de riffle ter hoogte van de Molenstede geschikt zou kunnen zijn als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling.

Zwart water ter hoogte van de brug in de Asdonkstraat (geel, Figuur 102)

De riffle in het Zwart water is vrij kort (12 m) en breed (6,5 m). Volgens Van den Neucker et al. (2012b) is de lengte van de riffle best drie maal zijn breedte. Uit de resultaten van de gemiddelde diepte (34 cm), de gemiddelde stroomsnelheid (29,1 cm/s) en de aanwezigheid van overwegend hard substraat, blijkt dat de riffle geschikt zou kunnen zijn als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling.

Grote beek ter hoogte van de spoorwegbrug (groen, Figuur 102)

Op basis van de gemiddelde diepte (47,3 cm), de gemiddelde stroomsnelheid (64,7 cm/s) en de abundante aanwezigheid van hard substraat zou deze riffle als geschikt kunnen worden bevonden als paaihabitat voor kopvoorn. Voor serpeling zou de gemiddelde stroomsnelheid wat aan de hoge kant zijn, gezien deze volgens de literatuur een bovengrens van 50 cm/s vereist (Dillen et al., 2006). Wanneer men echter ook kijkt naar de stroomsnelheid op iets grotere diepte (10 cm boven het substraat) dan deze die wordt aangewend door Dillen et al. (2005b) (10 cm onder het wateroppervlak), zou kunnen worden gesteld dat de stroomsnelheid (133,1 cm/s) aan de hoge kant is voor kopvoorn. Voor serpeling is de stroomsnelheid in beide gevallen waarschijnlijk te hoog en daarvoor mogelijk voor deze doelsoort ongeschikt.

3.4.6.6 Bespreking/Besluit

In dit eerste verkennende onderzoek naar de voorplanting van kopvoorn en serpeling in de vallei van de drie beken, werd enkel de aanwezigheid van potentieel paaihabitat geëvalueerd. Zowel de riffle in De Hulpe als de riffles in het Zwart water blijken geschikt te zijn als paaihabitat voor kopvoorn en serpeling. De stroomsnelheid boven de riffle in de Grote beek ligt – voor zover geweten is in de literatuur, zeker te hoog voor serpeling en mogelijk ook te hoog voor kopvoorn. De riffle in het Zwart water ter hoogte van de Molenstede lijkt veelbelovend. Deze is tevens de langste riffle van de vier. Het zou interessant zijn deze riffle verder en in meer detail op te volgen in het voorjaar van 2016. Gezien de weinige literatuur en kennis over de ecologie van de doelsoorten, is het zeker interessant niet alleen te kijken naar die plaatsen waarvan men denkt dat de omstandigheden goed zijn, maar ook de wat extremere situaties te bestuderen. Ook de aanwezigheid van geschikt 0+, 1+ en 2+ habitat voor kopvoorn en serpeling zou eventueel in een vervolgstudie kunnen worden opgenomen. Het onderzoeken van het succes van de voortplanting van de doelsoorten op de paairiffles zou eveneens een meerwaarde bieden. Kennis over de rivier hydrodynamica en sediment transport, alsook de ecologie en het gedrag van de vissen is namelijk essentieel voor het localiseren van geschikte paaihabitats voor de doelsoorten (Manny et al., 2015).

3.4.7 Aanleg van nieuw riffle in de Wamp

Op 23 oktober 2015 werd door de provincie Antwerpen in de Wamp ter hoogte van de Retiesebaan in Kasterlee een riffle met lengte van 40 m tussen de trappen van een vistrap aangelegd. De vistrap in de Wamp werd aangelegd naar aanleiding van het verwijderen van een stuw. Alle knelpunten in de Kleine Nete zijn reeds opgelost. In de Wamp worden de drie meest stroomafwaartse knelpunten aangepakt (mondelinge communicatie Bianca Veraart). Een van de criteria voor het plaatsen van een (test)riffle volgens Van den Neucker et al. (2012) is de afwezigheid van knelpunten, of op zijn minst plannen om deze te verwijderen. Mogelijkheid tot migratie is van groot belang voor o.a. de doelsoorten (kopvoorn en serpeling) in deze studie. Het aanpalende land ter hoogte van de kunstmatige riffle is landbouwgebied. Stroomopwaarts van de riffle waren waterplanten en dood hout aanwezig (Figuur 103e,f).

De vistrap bestaat uit 10 trappen. Tussen de derde en vierde trap werd de riffle geplaatst. Op de plaats van aanleg waren reeds grote stenen (>200 mm) aanwezig die werden gebruikt als basislaag. Deze stenen waren matig ingebed in slib. Tijdens de aanleg werden grote stenen (>200 mm) per drie gelegd in een zigzagpatroon op de basislaag (Figuur 103b). Vervolgens werden middelgrote stenen (80-200 mm) over het geheel gestrooid (Figuur 103a, c), om daar dan het kleinere grind (20-80 mm) overheen te leggen. De middelgrote en kleine stenen waren enigszins afgerond (Figuur 103a).

Tussen de trap stroomopwaarts van de riffle en de rand van de riffle zelf werden enkele meters niet van stenen voorzien. De gedachtengang hierachter was dat het sediment dat met het water vlak achter een vistrap neerkomt, hierdoor zou kunnen bezinken alvorens het water over de riffle stroomt. Dit zou voorkomen dat de riffle gaat dichtslibben. De riffle zelf ligt dan ook wat hoger, waardoor fijn sediment voor de riffle zou worden afgezet.

Grotere stenen werden onder de fijne grindlaag gelegd om te voorkomen dat het kleine grind snel in de slibbige bodem zinkt. Daardoor komt de riffle ook iets hoger te liggen. Dit is om te voorkomen dat de riffle te diep komt te liggen na aanleg, zoals gebeurde in de Dalemansloop. De riffle ligt tevens onder een lichte helling. Door de stenen in een zigzagpatroon te leggen, tracht men een licht-meanderende waterloop en meer heterogeniteit te bekomen. Zowel de helling als het aanbrengen van stoorstenen in een zigzagpatroon werden uitgevoerd met het oog op een

wat hogere stroomsnelheid op de paairiffle zelf. Aan de stroomafwaartse rand van de riffle werden de grote stenen iets hoger gelegd, om het wegspoelen van het geplaatste grind tegen te gaan.

Na de aanleg is er een hoeveelheid zand over de riffle heen gespoeld. Dit is er voor een groot deel terug afgeschraapt. Kort na de aanleg lagen de stroomsnelheden tussen de 20 en 50 cm/s (mondelinge mededeling Bianca Veraart, oktober 2015).



Figuur 103 Foto's genomen tijdens de aanleg van de riffle in de Wamp. (a) middelgrote stenen (80-200 mm), (b) zicht vanop de vistrap stroomopwaarts van de riffle waar vlak achter de trap een stuk ongeroerd werd gelaten, gevolgd door een iets hogere boord stenen, en daarna de riffle met de zigzag van hoopjes met 3 grote stenen bij elkaar, (c) de middelgrote stenen (80-200 mm) werden aangevoerd, (d) de riffle meer stroomafwaarts weer tevens de groepering van stenen per 3 te zien is, (e) stroomopwaarts van de riffle, (f) waterplanten stroomopwaarts van de riffle.

3.5 Onderzoek naar de potenties voor uitbreiding van het areaal van beekprik

3.5.1 Situering

Beekprik (*Lampetra planeri*) is een bedreigde soort van Europees belang beschermd door de Habitatrichtlijn als Bijlage II soort en op Vlaams niveau als kwetsbaar gekwalificeerd op de Vlaamse Rode Lijst (Verreycken et al., 2014). Beekprik zou in principe het volledige boven- en middenlopengebied van onze rivieren moeten kunnen bevolken. Op Europees vlak en in eigen land is de soort echter sterk achteruitgegaan, in Vlaanderen is zijn actuele verspreiding teruggedrongen tot een beperkt aantal bovenlopen. Beekprik heeft maar een beperkte migratiecapaciteit. Voor de realisatie van de instandhoudingsdoelstelling (IHD) is een areaaluitbreiding noodzakelijk. In sommige waterlopen waar de soort vroeger historisch voorkwam is het weinig waarschijnlijk dat de soort in staat zal zijn deze op eigen kracht te herkoloniseren.

3.5.2 Doelstelling

Het doel van dit luik is om na te gaan of bepaalde (historische) trajecten terug geschikt zijn voor de beekprik. Hiervoor wordt onderzocht welke de voornaamste huidige knelpunten zijn die het overleven en uitbreiden van de populaties beekprik verhinderen.

Daarnaast wordt getracht om aan de hand van bestaande kennis en veldgegevens een beoordelingsmethode voor beekprik op te stellen. Deze methode moet een eerste evaluatie toelaten van de geschiktheid van de (huidige en historische) beekprik waterlopen in Vlaanderen. De methode wordt voor een groot stuk gebaseerd op de bevindingen met betrekking tot beekprik in Vlaanderen van het rapport van Seeuws (1996). De methode moet uiteindelijk toegepast worden op een beperkt aantal meetplaatsen in Vlaanderen. Daarvoor moeten veldgegevens verzameld worden.

3.5.3 Inleiding beekprikluik 2015

Het onderzoek in 2015 bouwde voort op het in 2014 opgestarte onderzoek. In 2014 werd een literatuurstudie (Vught et al., 2015) uitgevoerd naar de ecologie van beekprik en de methoden die in andere (vnl. Europese) landen al toegepast werden om de geschiktheid van het habitat voor beekprik te onderzoeken en te voorspellen. Hierbij werd specifiek aandacht besteed aan de methode die in Nederland voorgesteld werd door Spikmans (2013). Daarnaast werd de historische en huidige verspreiding van beekprik in Vlaanderen in kaart gebracht.

De literatuurstudie wees uit dat de beoordelingsmethode die in Noord-Brabant in Nederland werd toegepast expert-kennis gebaseerd is en door een beperkte beschrijving en validatie niet zomaar toegepast kan worden in Vlaanderen. In enkele andere landen van de EU gebeurde wel data-gebaseerd onderzoek naar de toestand van beekprik aan de hand van data over o.a. de hydromorfologie van de waterlopen, andere habitatkenmerken, de kwaliteit van het water en eventueel de aan- of afwezigheid van begeleidende soorten.

In Vlaanderen worden sinds verschillende jaren, gebied dekkend data verzameld over o.a. het visbestand, de waterkwaliteit, de waterbodemkwaliteit en de hydromorfologie van de waterlopen, naast data over andere kwaliteitselementen zoals macroinvertebraten, macrofyten, fytoplankton en fyto benthos. Deze gegevens worden door verschillende instanties (VMM, INBO en ANB) verzameld op verschillende momenten en verschillende locaties in de waterlopen en zitten vervat in verschillende datasets. Tot vandaag is er geen standaard methode uitgewerkt die toelaat de gegevens per locatie (en toelaatbaar tijdsvenster) te combineren tot één dataset, die vervolgens gebruikt kan worden voor data-gebaseerd onderzoek zoals besproken werd in de literatuurstudie. Voor de opbouw van een beoordelingsmethode voor beekprik bouwen we wel voort op deze bestaande gegevens in plaats van nieuwe gegevens te verzamelen in het veld. Op deze manier kan de beoordelingsmethode en de toepassing er van later, wanneer nieuwe vis- en omgevingsvariabelen verzameld werden door VMM, INBO, ANB, ... herhaald worden zonder hiervoor nieuwe gegevens te verzamelen of de beoordelingsmethode aan te passen.

In het eerste luik van het onderzoek in 2015 werd de haalbaarheid geëvalueerd van het gebruiken en koppelen van de bestaande gegevens en datasets, respectievelijk. Er werd een selectie gemaakt van de datasets die verder gebruikt konden worden om een beoordelingsmethode voor beekprik op te stellen en toe te passen. Dit werd

gerapporteerd in het tussentijds verslag. Delen uit het tussentijds verslag zullen in dit rapport herhaald worden in de bijlage. De focus van het beekprikluik in dit rapport ligt op het resultaat van de datakoppeling (de dataset waarmee de beoordelingsmethode opgebouwd wordt), de opbouw van de beoordelingsmethode op basis van deze dataset, en de beoordelingsmethode zelf.

Het ontwerprapport voor het luik beekprik wordt verder als volgt opgebouwd. In de methode worden de datasets besproken waarop de uiteindelijke te analyseren datasets met beekprik gegevens versus waterkwaliteits- en hydromorfologische gegevens, gebaseerd zijn. Een gedetailleerde achtergrond van de koppeling van deze datasets wordt meegegeven in de bijlage. Daarnaast wordt in de methode besproken hoe de evaluatiemethode voor beekprik opgebouwd werd en welke analyse-technieken gebruikt werden om de gekoppelde datasets statistische te analyseren. In de resultaten wordt de beoordelingsmethode voorgesteld, worden de componenten van de methode in detail uitgelegd en wordt de onderbouwing van de evaluatiemethode verduidelijkt. Tenslotte worden in de discussie de behaalde resultaten besproken.

3.5.4 Methode

3.5.4.1 *Ontwikkeling evaluatiemethode verspreiding beekprik in Vlaanderen*

De methode die opgesteld wordt moet toelaten om een zo juist mogelijke inschatting te maken van de potentiële verspreiding van beekprik in Vlaanderen. Deze verspreiding wordt geëvalueerd aan de hand van omgevingsvariabelen en kennis over hoe deze de aanwezigheid en abundantie van beekprik beïnvloeden of m.a.w. hoe geschikt een locatie is voor de soort op basis van deze omgevingsvariabelen. Verspreidingsmodellen voor eender welke soort kunnen op verschillende manieren opgesteld worden en onder verschillende vormen toegepast worden, maar hebben wel gemeen dat kennis nodig is over:

1. welke (omgevings-)variabelen het voorkomen van de soort het sterkst beïnvloeden;
2. hoe deze variabelen invloed uitoefenen en welke toestanden van deze variabelen tot afwezigheid, matige aanwezigheid en sterke aanwezigheid leiden;
3. en hoe deze variabelen en hun toestand zich onderling tot elkaar verhouden in hun effect op het voorkomen van de soort.

Alle drie deze aspecten moeten aanwezig zijn om voor een bepaalde locatie een inschatting te kunnen maken van de geschiktheid van deze locatie voor de soort op basis van gegevens over de omgeving. De informatie kan verzameld worden op basis van (A) expert kennis gebaseerd op wetenschappelijke literatuur over de auto-ecologie van de soort en (B) op basis van kennis afgeleid uit data-analyses. Dat laatste betekent dat een dataset wordt samengesteld met gegevens over de soort, gekoppeld aan gegevens van de omgeving en dat deze statistisch geanalyseerd wordt. De methode om een dergelijke dataset statistisch te evalueren zijn zeer uiteenlopend, van basis-statistische analyses voor het testen van de onderlinge relatie tussen verschillende variabelen, tot specifieke data-gedreven technieken zoals regressie- en classificatiebomen, neurale netwerken, random forests, etc. ...

In deze studie combineren we beide methodes (A en B) om een evaluatiemethode op te stellen. Verder in dit rapport wordt verduidelijkt welke keuzes gebaseerd zijn op expert/literatuur kennis en welke onderbouwd werden met de resultaten van de data-analyse.

In de volgende paragraaf wordt kort teruggekomen op de voornaamste literatuurgegevens die gebruikt werden om de evaluatiemethode op te stellen (met verwijzing naar de literatuurstudie in het rapport van 2014). In secties 3.5.4.2, 3.5.4.3 en 3.5.4.4 wordt een overzicht gegeven van de dataset die geanalyseerd werd en in sectie 3.5.4.6 wordt uitgelegd hoe deze dataset geanalyseerd werd ter onderbouwing van de evaluatiemethode.

In het rapport van 2014 gaven we een overzicht van de bestaande opgestelde evaluatiemethodes (verspreidingsmodellen) voor beekprik in Europa. Deze literatuurstudie gaf aan dat een echt uitgewerkt data-gebaseerde methode/model voor beekprik, die tegemoet komt aan puntjes 1, 2 en 3 van hierboven (nog) niet voorhanden is. Wel werden enkele datasets statistisch geanalyseerd (data-gebaseerde technieken; B) om tot een uitspraak te komen over puntjes 1 en 2, nl. een idee van de belangrijkste variabelen en hoe deze de abundantie van prikjarven beïnvloeden (Ferreira et al., 2013; Goodwin et al., 2008; Torgersen & Close, 2004). Daarnaast werd op basis van expert kennis (A) een model opgesteld voor vis in het algemeen in de Abeek (Mouton et al., 2011). Er

bestaan zeer veel werken die de ecologie van beekprik beschrijven en zo expert kennis aanleveren over het belang van verschillende variabelen voor het voorkomen van de soort, en hoe deze het voorkomen beïnvloeden (Vught et al., 2015). Een belangrijk werk is dat van Seeuws (1996), omdat dit gericht was op Vlaanderen. Seeuws analyseerde omgevings- en beekprikgegevens van enkele locaties in Vlaanderen en beschreef aan de hand daarvan goede beheersmaatregelen. Seeuws (1996) stelde echter nooit een methode op die meteen kan worden toegepast om de geschiktheid van een locatie voor beekprik te bepalen. Veel van de literatuur uit dit werk wordt meegenomen in de onderbouwing van de evaluatiemethode. Twee werken die niet in de literatuurstudie van het vorige rapport (Vught et al., 2015) opgenomen werden, maar die ook nog geraadpleegd werden voor de onderbouwing van de evaluatiemethode zijn deze van Schneiders et al. (2009) en Semmekrot (1993). Schneiders et al. (2009) evalueerden in 2009 de waterkwaliteitsvereisten van verschillende vissoorten in Vlaanderen door bestaande visgegevens uit het Vis Informatie Systeem (www.vis.milieuinfo.be) te koppelen aan de waterkwaliteitsdatabank van VMM, op een gelijkaardige manier als in deze studie. Semmekrot (1993) stelde een expert-kennis gebaseerde evaluatiemethode op voor beekprik in Nederland.

3.5.4.2 Gegevens beekprik

In de bijlage (sectie 3.5.7) geven we een overzicht van alle datasets en de literatuur die in beschouwing genomen werd om een up-to-date (2015) dataset voor beekprik samen te stellen. Deze dataset bevat zowel aan- als afwezigheden van beekprik. Specifiek zijn de aanwezigheden alle meetplaatsen in Vlaanderen waar beekprik in 2015 gekend was aanwezig te zijn. De afwezigheden zijn meetplaatsen waar beekprik niet gevonden werd, maar enkel van meetplaatsen in Vlaamse waterlopen waarvan geweten is dat beekprik er uitgestorven is sinds de jaren tachtig of vroege jaren negentig van vorige eeuw. Met andere woorden in die waterlopen zijn geen meetplaatsen gelegen waar beekprik wel geobserveerd werd. Het is belangrijk deze definities in het achterhoofd te houden bij het verder lezen van dit rapport. Specifiek zijn in dit rapport afwezigheidsmeetplaatsen dus enkel meetplaatsen in waterlopen waar beekprik vandaag niet meer voorkomt, en niet meetplaatsen in waterlopen waar hij op andere locaties of momenten wel geobserveerd werd. We spreken in dit rapport daarom vaak van waterlopen waar beekprik aan- of afwezig is, i.p.v. meetplaatsen waar beekprik wel of niet aanwezig is.

De dataset bevat aldus gegevens voor beekprik in 45 waterlopen, waarvan 28 waterlopen waarin beekprik recent nog geobserveerd werd (aanwezig is), en 17 waterlopen waarin beekprik sinds de jaren '80, soms vroege jaren '90, niet meer geobserveerd werd (sectie 3.5.7.1.1, Tabel 27). Deze dataset werd gekoppeld aan gegevens voor waterkwaliteit (VMM) en gegevens voor hydromorfologie (VMM). Niet voor alle meetplaatsen van beekprik waren waterkwaliteits- en hydromorfologiegegevens beschikbaar. Het uiteindelijke aantal waterlopen, de waterlopen zelf, het aantal meetplaatsen per waterloop en de jaartallen die overbleven na datakoppeling, zijn gerapporteerd in Tabel 24 en Tabel 25. Samengevat komt het er op neer dat de dataset voor beekprik en waterkwaliteit, gebaseerd is op 84 meetplaatsen verspreid over 37 waterlopen waar beekprik hetzij aanwezig, hetzij afwezig is sinds eind jaren tachtig, begin jaren negentig. De waterkwaliteitsgegevens beslaan meerdere jaartallen, zodat een trend per waterloop geëvalueerd kon worden. Echter, voor de statistische analyse van de dataset werden enkel de waterkwaliteitsgegevens gebruikt uit het jaar dat beekprik bemonsterd werd. De dataset voor beekprik en hydromorfologie is gebaseerd op 114 metingen over 57 verschillende meetplaatsen in 11 verschillende waterlopen waar beekprik hetzij aanwezig, hetzij afwezig is sinds 2001. De hydromorfologie gegevens werden opgemeten tussen 2006 en nu. Enkel gegevens voor beekprik vanaf 2001 werden aan deze gegevens gekoppeld, in de veronderstelling dat de hydromorfologische toestand in 2001 vergelijkbaar was met deze in 2006.

Tabel 24 Overzicht van de spreiding aan beekprik gegevens in Vlaanderen van 1989 tot oktober 2015 na koppeling aan de waterkwaliteitsgegevens van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM; zie sectie 3.5.4.4). Het aantal jaren tussen 1993 en 2014 zijn het aantal jaren dat er waterkwaliteitsgegevens beschikbaar zijn voor de betreffende meetplaatsen in de betreffende waterloop.

Beekprik	Waterloop	Aantal meetplaatsen	Aantal jaren tussen 1993 en 2014
Aanwezig	Abeek	3	19
Aanwezig	Asbeek	2	19
Aanwezig	Bezoensbeek	1	15
Aanwezig	De Vliet	3	22
Aanwezig	Desselse Neet	1	17
Aanwezig	Grote Nete	4	20
Aanwezig	Itterbeek	2	20
Aanwezig	Kapittelbeek	1	14
Aanwezig	Kleine Nete	3	22
Aanwezig	Krombeek	1	15
Aanwezig	Laambeek	1	11
Aanwezig	Molenbeek	2	13
Aanwezig	Munsterbeek	1	3
Aanwezig	Sassegembeek	1	1
Aanwezig	Steenputbeek	2	15
Aanwezig	Verrebeek	1	3
Aanwezig	Voer	1	3
Aanwezig	Wijshagerbeek	1	16
Aanwezig	Ziepbeek	1	6
Aanwezig	Zutendaalbeek	1	5
Aanwezig	Zwarte Neet	1	16
Aanwezig	Zwartebeek	1	19
Afwezig	Achterste Neet	1	2
Afwezig	Breyloop	1	19
Afwezig	Bullenbeek	1	2
Afwezig	Busselziep	2	19
Afwezig	Dalemansloop	2	19
Afwezig	Demer	10	22
Afwezig	Dijle	10	22
Afwezig	Dommel	7	22
Afwezig	Gielisbeek	1	22
Afwezig	Hanskenselsloop	1	1
Afwezig	Holvenloop	1	18
Afwezig	Jabbeekse beek	2	17
Afwezig	Maas	7	20

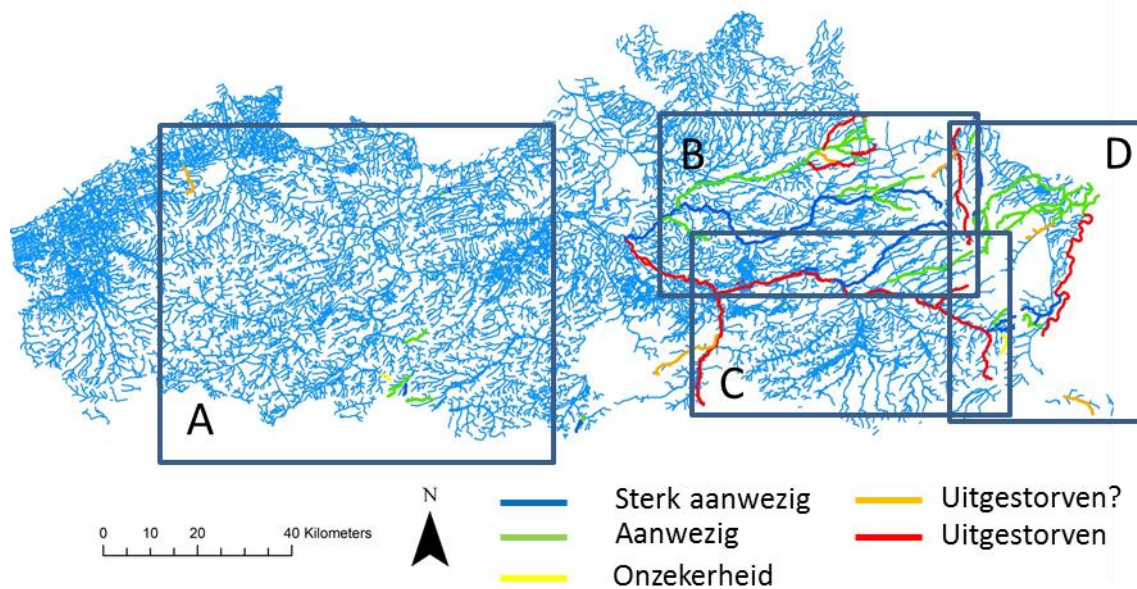
Afwezig	Voorste Neet	2	20
Afwezig	Zusterkloosterbeek	2	12

Tabel 25 Overzicht van de spreiding aan beekprik gegevens in Vlaanderen van 2001 tot oktober 2015 na koppeling aan de hydromorfologie gegevens van de Vlaamse Milieumaatschappij (HYDMO databank 2000-2006; VMM zie sectie 3.5.4.3). Enkel beekprikgegevens vanaf 2001 werden aan de HYDMO databank gekoppeld omdat de hydromorfologie gegevens uit HYDMO gebaseerd zijn op veldmetingen vanaf 2006, er werd daarbij verondersteld dat de hydromorfologievariabelen weinig wijzigde over een tijdspanne van 6 jaar.

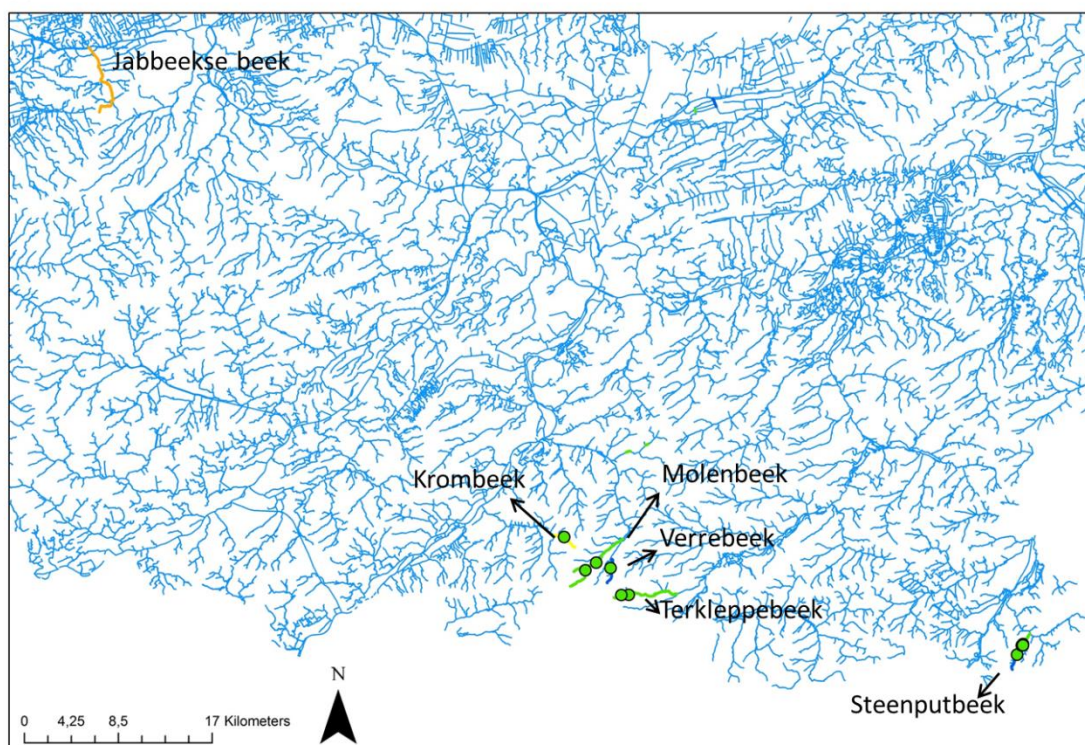
Aan- of afwezigheid beekprik	Waterloop	Aantal metingen/meetplaatsen	Jaartallen
Aanwezig	Abeek	16/9	5
Aanwezig	Grote Nete	14/8	8
Aanwezig	Itterbeek	11/8	4
Aanwezig	Kleine Nete	3/2	2
Aanwezig	Munsterbeek	6/4	2
Aanwezig	Voer	2/2	2
Aanwezig	Warmbeek	1/1	1
Aanwezig	Zwartebeek	13/6	4
Afwezig	Dommel	25/8	4
Afwezig	Loeijens Neetje	4/1	4
Afwezig	Zwalmbeek	19/8	6

Figuur 104 geeft een overzicht van de geüpdate toestand van de beekprikwaterlopen zoals vervat in de beekprikdataset die gekoppeld werd aan de gegevens voor waterkwaliteit en hydromorfologie. De waterlopen worden ingedeeld als: waterloop waar beekprik uitgestorven is, waterloop waar beekprik mogelijks uitgestorven is, maar waar meer evaluatie-afvissingen nodig zijn om uitsluitsel te geven, waterloop waar beekprik aanwezig (< 1 individu/m²) is, waterloop waar beekprik sterk (> 1 individu/m²) aanwezig is of waterlopen waar meer evaluatie-afvissingen nodig zijn om aan te geven of beekprik wel of niet aanwezig is.

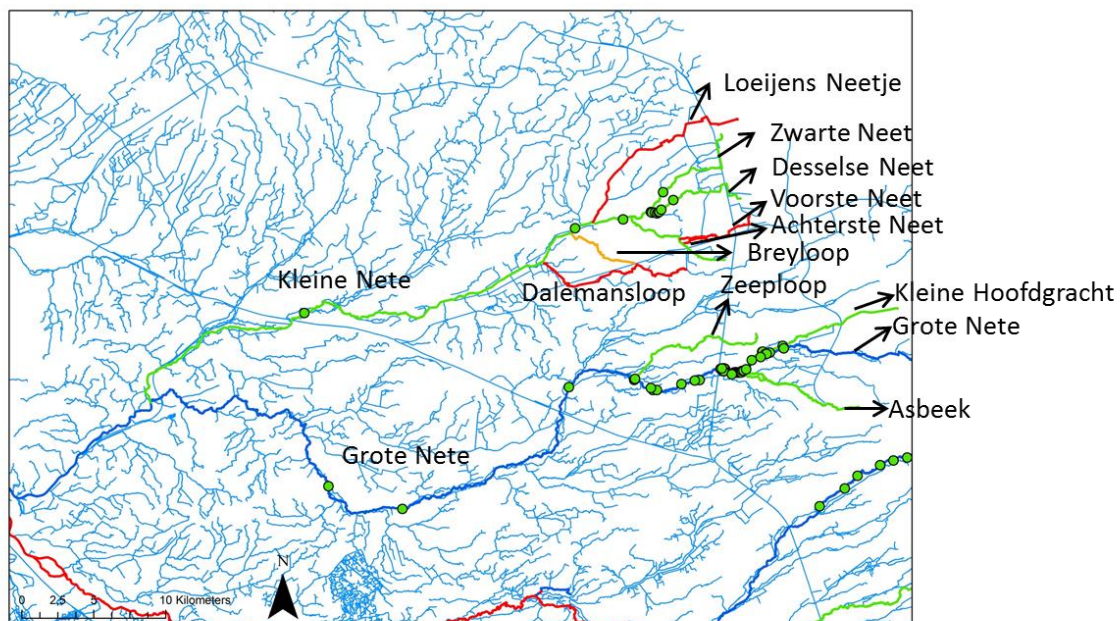
Gezien de meeste elektrische afvissingen niet specifiek gericht zijn op beekprik, zijn de densiteiten in sommige waterlopen mogelijks een onderschatting van de werkelijke densiteit. Omdat de gerapporteerde densiteiten niet steeds betrouwbaar zijn, wordt er in de verdere opbouw van de methode gewerkt met aan- en afwezigheid i.p.v. densiteit van beekprik. De groene en blauwe waterlopen in Figuur 104 werden daarbij als aanwezigheidswaterlopen gedefinieerd, terwijl de rode en oranje waterlopen als afwezigheidswaterlopen gedefinieerd werden. De Krombeek (geel in Figuur 104), werd noch als aanwezigheids-, noch als afwezigheidswaterloop gedefinieerd.



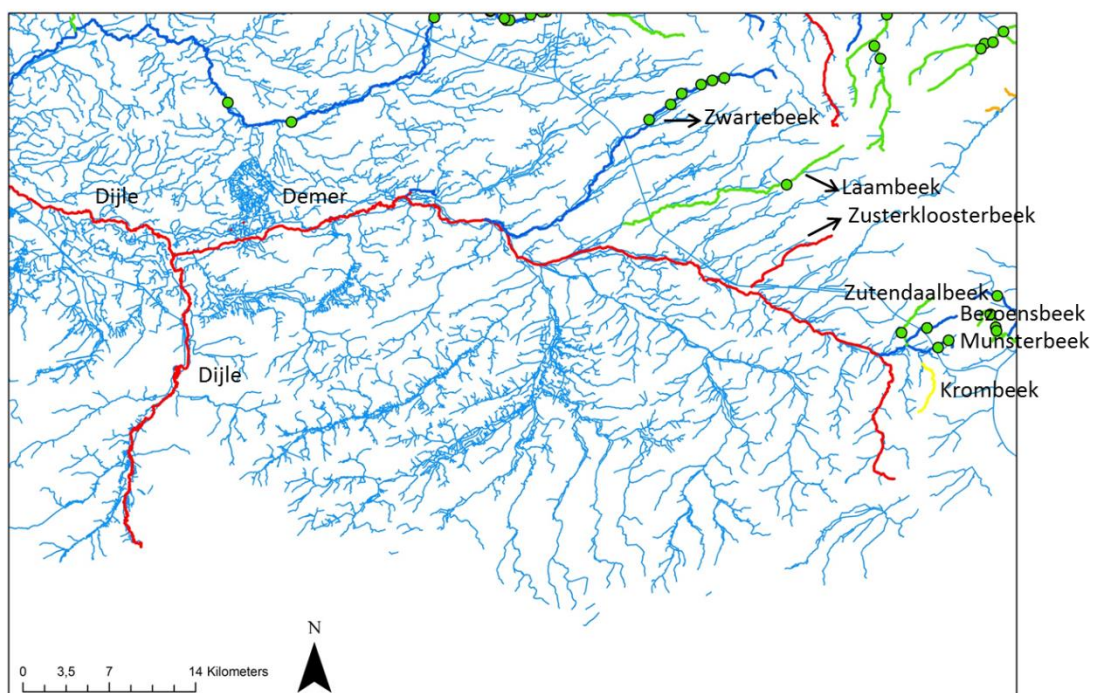
A



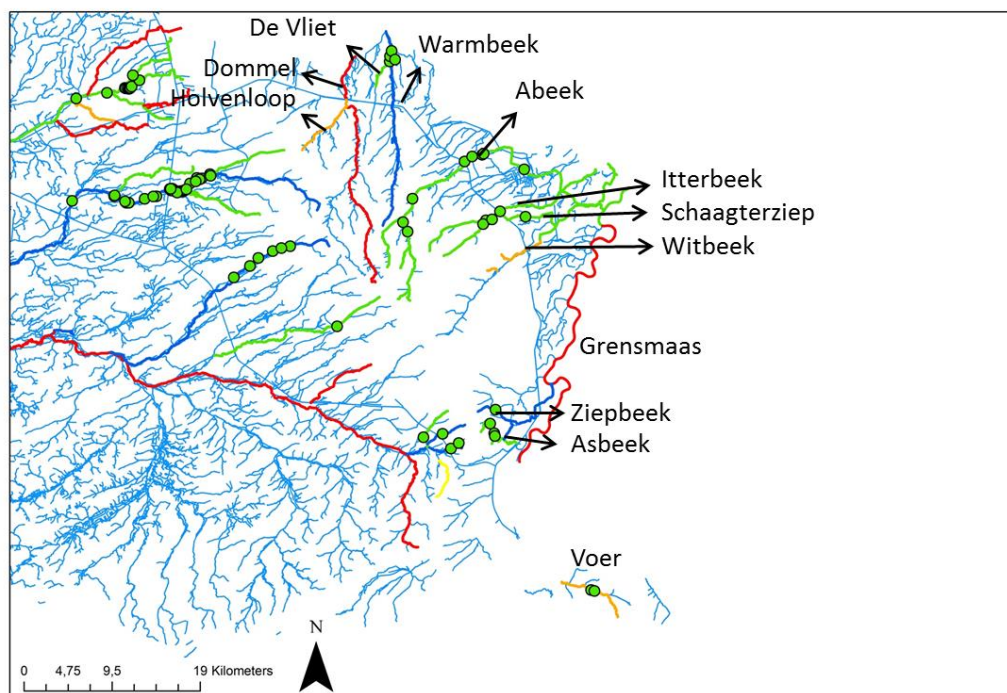
B



C



D



Figuur 104 Overzicht van de historische en huidige (2015) verspreiding van beekprik in Vlaanderen gebaseerd op gegevens uit de datasets vermeldt in Tabel 29 in de bijlage en literatuur over de historische verspreiding (www.vis.milieuinfo.be), met aanduiding van de status van de beekprikwaterloop als zijnde: beekprik uitgestorven (rode lijnen), beekprik mogelijks uitgestorven (meer evaluaties noodzakelijk om uitsluitsel te geven; oranje lijnen), beekprik aanwezig (groene lijnen), beekprik sterk aanwezig (> 1 beekprik per m²; donker blauwe lijnen) en onzekerheid over de status (meer evaluaties noodzakelijk; gele lijnen). De locaties van de aanwezigheid worden aangeduid met groene bollen.

Het overzicht van de toestand van de beekprikwaterlopen geeft weer dat in de Dommel, de Voorste en de Achterste Neet, het Loeijens Neetje, de Dalemansloop en de Zusterkloosterbeek beekprik ooit wel aanwezig geweest is. Dit zijn, in tegenstelling tot de Demer en de Dijle, nog relatief kleinere waterlopen. Deze waterlopen zijn interessant om te evalueren waarom beekprikpopulaties hier vandaag niet meer standhouden. Aan deze waterlopen zouden de Busselziep en de Breyloop eventueel toegevoegd kunnen worden, indien eerst nog een gerichte evaluatie zou gebeuren. De laatste afvissingen in de Voer en de Krombeek in het kader van het verdichtingsmeetnet konden geen aanwezigheid aangeven van beekprik, terwijl de soort daar normaal wel aanwezig is. Het is mogelijk, gezien de gerichte afvissingsmethode in het verdichtingsmeetnet, dat er net een traject bevist werd waar geen beekprik aanwezig was. Beekprik kan “patchy” in de waterloop voorkomen, wat het extra moeilijk maakt om de aanwezigheid goed te evalueren. Indien de aanwijzingen van afwezigheid van beekprik in de Voer en de Krombeek terecht zijn, is het wenselijk deze waterlopen meer intensief en gebied dekkend te bestuderen op de aanwezigheid van beekprik.

3.5.4.3 Gegevens hydromorfologie

De dataset met hydromorfologiegegevens van VMM bevat informatie over de hydromorfologische toestand van verschillende bevaarbare en onbevaarbare (1^e en 2^e categorie) waterlichamen, waarbij één waterlichaam verschillende waterlopen kan omvatten. Deze gegevens worden sinds 2006 verzameld in het kader van de verplichte rapportage voor de Europese Kaderrichtlijn Water (EKRW) over de hydromorfologische kwaliteit van onze

waterlichamen. De opmetingen gebeuren in cycli van 6 jaar. In dit rapport werd gewerkt met de gegevens van de eerste cyclus (2006-2013).

De bemonstering van de hydromorfologie loopt per trajecten van 100, 200 of 400 m en deze trajecten zijn een steekproef uit alle trajecten van alle op te meten waterlichamen. Bijgevolg worden de waterlichamen nooit volledig opgemeten. Het aantal trajecten dat per waterlichaam opgemeten wordt is wel afhankelijk van de variabiliteit in de hydromorfologie van de waterlichamen. Zo zullen er in een waterlichaam met een hoge variabiliteit meer trajecten opgemeten worden dan in een homogeen waterlichaam zoals een kanaal.

Per staalname worden verschillende variabelen opgemeten. Alles samen geeft dit een overzicht van de toestand van het dwarsprofiel, de breedte- en stromingsvariatie, het bodemsubstraat, de beschaduwing, de aanwezigheid van sedimentbanken, de dikte van de sliblaag, de aanwezigheid van een stroomkuilenpatroon, de beddingsvegetatie, de aanwezigheid en vorm (twijgen, takken, stammen) van dood hout, de aanwezigheid van macro- en micromeanders en barrières, het optreden van oevererosie, het type oever en het oeverprofiel.

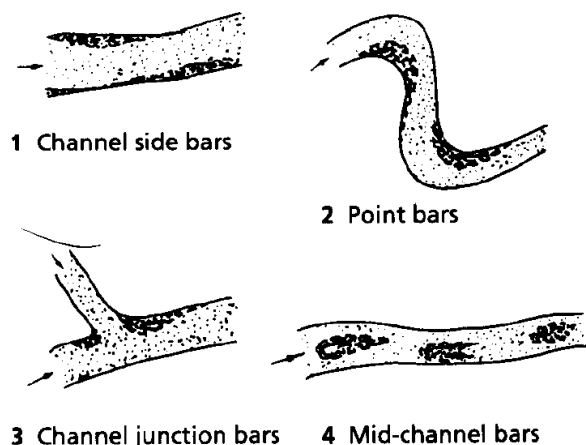
Uit de verschillende opgemeten variabelen maakten wij op basis van de literatuur een selectie die relevant is voor beekprik (zie ook Tabel 29 in Vught et al., 2015). De selectie van de variabelen, na omzetting van de reuze-tabel hydromorfologie van VMM naar een tabel in breed formaat (zie sectie 3.5.7.1.2), resulteerde in een dataset waarbij voor verschillende waterlopen uit de beekprikdataset, verschillende metingen per waterloop over verschillende jaren tussen 2001 en 2015 (zie Tabel 25) van volgende hydromorfologiegegevens beschikbaar zijn:

- continue variabelen:

- breedte van het wateroppervlak
- gemiddelde diepte
- aantal point bars (sedimentbanken; Figuur 105)
- aantal side bars (sedimentbanken; Figuur 105)

- discrete variabelen:

- bodemsubstraat (natuurlijk: grind, zand, leem/klei, veen, keien en detritus; onnatuurlijk: stortsteen/steenpuin, beton; of niet vast te stellen)
- aanwezigheid van waterplanten (ja of nee)
- bedekking waterplanten onderbroken (ja of nee)
- sinuositeit (ok of niet ok)
- micromeandering (aan- of afwezig)
- stromingsvariatie (aan- of afwezig)
- stroomkuilenpatroon (aan- of afwezig)
- sliblaag (afwezig, <5 cm; tussen 5 en 20 cm, >20 cm, aanwezig maar niet vast te stellen of niet vast te stellen)
- doodhout (twijgen, takken en 'tak of stam')
- breedte-erosie (aan- of afwezig)
- krommingserosie (aan- of afwezig)



Figuur 105 Illustratie van verschillende types sedimentbanken: channel side bars, point bars, channel junction bars en mid-channel bars.

3.5.4.4 Gegevens waterkwaliteit

De waterkwaliteitsgegevens die voorhanden zijn binnen Vlaanderen zitten vervat in een zeer grote databank van VMM. Deze databank is online (<https://www.vmm.be/data/waterkwaliteit>) of via een specifiek daarvoor ontworpen tool in ArcMap (ArcGIS 10) raadpleegbaar. De staalnamepunten zijn zeer gebied dekkend voor Vlaanderen met verschillende meetpunten per waterloop. Er bestaan verschillende waterkwaliteitsmeetnetten voor oppervlaktewater en voor afvalwater. Wij deden beroep op het meetnet voor de fysicochemische kwaliteit van het oppervlaktewater. De meetpunten binnen dit meetnet worden maandelijks opgemeten en de gegevens voor de verschillende fysicochemische variabelen zijn beschikbaar als maandwaarden en jaarwaarden. De waarden per jaar zijn het gemiddelde, de mediaan, het minimum, maximum of percentielen van de beschikbare (meestal 12) maandwaarden voor dat jaar.

Hier gebruikten we de gemiddelden, de medianen, de minima en maxima, de 25%- en 75% percentielen van de maanden van verschillende jaren tussen 1989 en 2015 voor de meetpunten die dichtbij een beekprik meetpunt gelegen zijn. Waar en hoe de meetpunten geselecteerd werden, wordt uitgelegd in sectie 3.5.4.5.

Voor de koppeling aan de beekprikpunten werden enkel die waterkwaliteitsvariabelen geselecteerd waarvan in de literatuur aangegeven wordt dat ze relevant zijn voor beekprik. Het betreft volgende fysicochemische variabelen:

- zuurstofconcentratie (O_2 ; $mg\ L^{-1}$)
- zuurstofverzadiging (O_2 , %)
- biologisch zuurstofverbruik (BZV5; $mg\ L^{-1}$)
- temperatuur (T; $^{\circ}C$)
- orthofosfaat (oPO_4 ; $mg\ P-oPO_4\ L^{-1}$)
- nitraat (NO_3 ; $mg\ N-NO_3\ L^{-1}$)
- nitriet (NO_2 ; $mg\ N-NO_2\ L^{-1}$)
- ammonium (NH_4 , $mg\ N-NH_4\ L^{-1}$)
- pH
- conductiviteit (EC20; $\mu S/cm$)

Variabelen uit de VMM databank die ook relevant zijn voor beekprik maar niet werden meegenomen omdat er niet voldoende gegevens voor beschikbaar waren betreffen:

- Kjeldahl-stikstof (Kj-N; $mg\ N/l$)
- totale stikstof (N tot; $mg\ N/l$)
- sulfaat (SO_4 ; $mg\ S/l$)

- zwevende stof (ZS)

3.5.4.5 Datakoppeling

De koppeling van de verschillende beschikbare datasets wordt uitgebreid besproken in de bijlage (sectie 3.5.7.1.3). Hier herhalen we kort wat de eigenschappen zijn van de uiteindelijk gekoppelde meetpunten (beekprik versus hydromorfologie en beekprik versus waterkwaliteit) in termen van hun ruimtelijke en temporele verschillen.

3.5.4.5.1 Koppeling hydromorfologie HYDMO

In de dataset met beekprik versus hydromorfologiegegevens zijn de meetplaatsen automatisch aan elkaar gekoppeld in de software R, via de naam van de rivier waarin ze voorkomen en hun coördinaten. De coördinaten werden gebruikt om binnen eenzelfde rivier te verifiëren hoe ver de punten van elkaar lagen (euclidische afstand). Punten die uiteindelijk meer dan 3 km uit elkaar lagen werden niet opgenomen in de data-analyses. Beekprik wordt namelijk verondersteld niet verder te migreren dan ongeveer 3 km per jaar (Hardisty & Potter, 1971; Seeuws, 1996; Semmekrot, 1993).

Zoals eerder vermeld werden gegevens van beekprik van voor 2000 niet meegenomen in de analyses in functie van hydromorfologie, omdat de hydromorfologie gebaseerd is op gegevens die verzameld werden tussen 2006 en 2013. Er werd daarbij verondersteld dat de hydromorfologie niet sterk wijzigt over een periode van 6 jaar.

3.5.4.5.2 Koppeling waterkwaliteit

In de dataset met beekprik versus waterkwaliteitsgegevens werden de meetplaatsen manueel aan elkaar gekoppeld in de software ArcMap (ArcGIS). Daarbij werd voor iedere meetplaats voor beekprik visueel geverifieerd welke de dichtstbijzijnde meetplaats voor waterkwaliteit was. Als er twee plaatsen ongeveer even ver van een beekprikmeetplaats gelegen waren, werd het meest stroomafwaartse punt geselecteerd. In alle gevallen werd telkens de aanwezigheid van overstorten tussen het meetpunt voor waterkwaliteit en het beekprik meetpunt geverifieerd. Bij aanwezigheid werd het tweede dichtstbijzijnde punt geselecteerd, ongeacht of dit stroomop- of afwaarts lag.

Voor de analyse van de waterkwaliteit versus de aan- of afwezigheid van beekprik, werd enerzijds gewerkt met een koppeling enkel op locatie, en werd anderzijds ook rekening gehouden met het jaartal waarin beide variabelen (beekprik versus waterkwaliteit) opgemeten werden. Het eerste werd gedaan voor een visualisatie van de evolutie van de waterkwaliteitsvariabelen voor beekprik aanwezigheidswaterlopen versus beekprik afwezigheidswaterlopen. Het tweede werd gedaan voor alle data-gedreven analyses, zoals de random forests en classificatiebomen.

3.5.4.6 Analyse gekoppelde datasets

De twee gekoppelde datasets werden op verschillende manieren geanalyseerd. Enerzijds werden verkennende grafieken opgesteld om visueel te evalueren of en hoe waterlopen met beekprik verschillen van waterlopen zonder beekprik voor de waterkwaliteits- en hydromorfologische variabelen. Anderzijds werden de datasets geanalyseerd met behulp van twee data-gedreven technieken, nl. 'random forests' en classificatiebomen. Technieken zoals deze laatste zijn noodzakelijk voor het vinden van de meest bepalende variabelen en -vooral- hun onderlinge effect op de aanwezigheid van een soort. De manier waarop we deze twee technieken combineerden in een onderbouwing van de ontwikkelde evaluatiemethode is geïnspireerd op Goodwin et al. (2008).

De random forests werden opgesteld om per dataset het relatieve belang van de verschillende omgevingsvariabelen op de aan- of afwezigheid van beekprik te testen aan de hand van 2 parameters: de gemiddelde daling in accuraatheid (mean decrease in accuracy parameter) en de gemiddelde daling in zuiverheid van iedere node (Gini-index). De classificatiebomen werden enerzijds ontwikkeld om voor de belangrijkste variabelen te evalueren welke de kritische waarden zijn (verder kritische waarden genoemd) die de aanwezigheid van beekprik onderscheiden van afwezigheid. Anderzijds werden ze ontwikkeld om hun onderlinge relatie t.a.v. het voorkomen van beekprik te evalueren.

Classificatiebomen

Een classificatieboom is een beslissingsboom die bestaat uit splitsingen (nodes genoemd), takken en bladen (Goethals et al., 2007). Op iedere splitsing wordt een bepaalde variabele geëvalueerd. Die variabele is een onafhankelijke variabele uit de dataset waarmee de beslissingsboom ontwikkeld wordt. Het is die variabele uit alle variabelen in de dataset, die de dataset het best in twee of meer zuivere groepen splitst en hij doet dat volgens een bepaalde regel met betrekking tot een attribuut-waarde. Alle instanties uit de dataset die aan de regel in de node voldoen worden gegroepeerd in de tak links van de node en ze hebben allemaal (of bijna allemaal) dezelfde waarde voor de onafhankelijke variabele. De instanties die niet aan de regel voldoen worden rechts van de node gegroepeerd. Voor ieder van die groepen wordt gekeken of er aan de hand van een bepaalde variabele en een bepaalde regel voor de attribuutwaarden van die variabelen verder opgesplitst kan worden in instanties met dezelfde attribuutwaarden voor de onafhankelijke variabele. Een classificatieboom is een beslissingsboom voor categorische afhankelijke variabelen (zoals de aan- en afwezigheid van beekprik), terwijl regressiebomen de tegenhanger zijn voor continue afhankelijke variabelen (zoals vb. de abundantie van beekprik).

Random forests

De random forest techniek (Breiman, 2001) is een classificatietechniek waarbij een groot aantal classificatiebomen worden gegenereerd, welke dan samen gevoegd worden om de finale classificatie te berekenen. Elke classificatieboom wordt gegenereerd op basis van een deel (X_i) van de originele dataset (X). De beslissingsregels die de knopen splitsen maken gebruik van een subset van m onafhankelijke variabelen (hier dus waterkwaliteits- of hydromorfologische variabelen), waaruit de beste wordt geselecteerd. Onderstaande pseudocode beschrijft het algoritme om een random forest te genereren bestaande uit k classificatiebomen:

(i) voor $i = 1$ tot k doe:

a. neem een deel X_i bestaande uit $2/3$ van de elementen van de originele dataset X (de referentiegegevens);

b. gebruik X_i om een classificatieboom te genereren, waarbij de knopen gesplitst worden op basis van de beste splitsingsvariabele, gekozen uit m willekeurig gekozen onafhankelijke variabelen;

(ii) In toepassing voor nieuwe data: bereken de kans van voorkomen door de nieuwe data te laten classificeren door alle k classificatiebomen uit het random forest. De kans van voorkomen van beekprik c_j wordt gegeven door $P(c_j) = N_{cj} / N_{tot}$ waarbij $P(c_j)$ de kans van voorkomen van beekprik-klasse c_j is, N_{cj} het aantal classificatiebomen dat de beekprik-klasse c_j classificeert, en $N_{tot} (= k)$ het totale aantal classificatiebomen in het random forest.

(iii) De beslissingsregel “de beekprikabundantie met de hoogste kans van voorkomen is de voorspelde beekprikabundantie” wordt gehanteerd om tot de finale beekpriktoestand te komen (Peters et al., 2007).

3.5.5 Resultaten

3.5.5.1 Beschrijving van het model

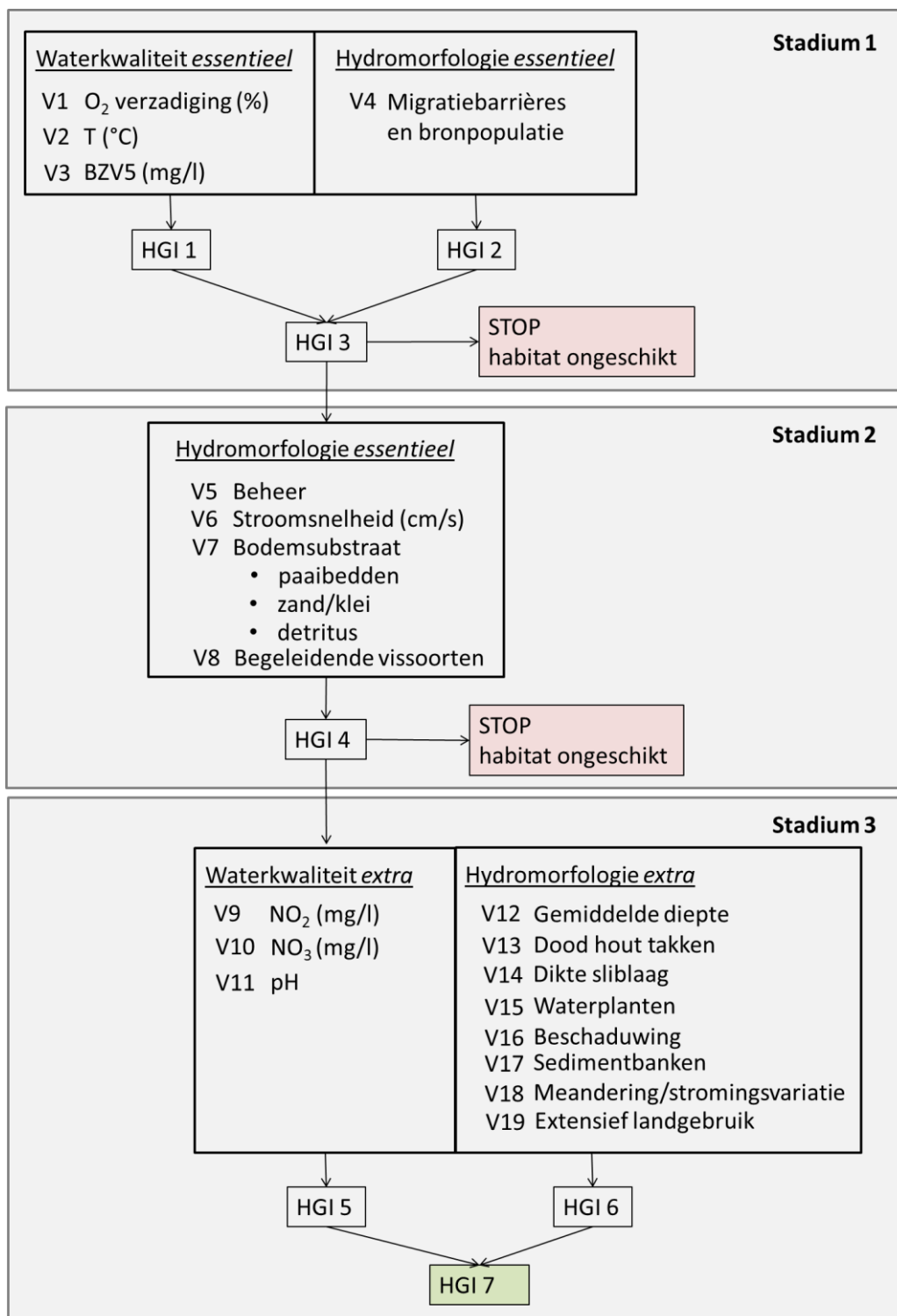
Deze evaluatiemethode bestaat uit drie grote stadia van evaluatie, waarbinnen twee verschillende componenten vervat zitten en 19 variabelen. De stadia verschillen onderling in de grootte van hun effect op het voorkomen van beekprik, waarbij het eerste stadium meer bepalend is dan het tweede en het tweede meer dan het derde. Omdat het effect op het voorkomen van beekprik van variabelen onder het eerste en tweede stadium groter en duidelijker is, is ook de zekerheid over de uitkomst van dat deel van de evaluatiemethode groter. De evaluatie in het derde stadium vergt meer kennis en een fijnere dataset om een hoge betrouwbaarheid van de evaluatiemethode te garanderen. Over het effect van de variabelen die in het derde stadium vervat zitten is ook meer controverserig terug te vinden in de verschillende geraadpleegde literatuurbronnen.

Figuur 106 geeft schematisch weer hoe de evaluatie van de verschillende variabelen onder de drie stadia uiteindelijk leiden tot een uitspraak over de geschiktheid van een meetplaats voor beekprik. Omdat de dataset die

voor Vlaanderen geanalyseerd werd opgebouwd is met aan- of afwezigheidsdata van beekprik in plaats van abundanties, kan de geschiktheid hoogstens uitgedrukt worden als:

- beekprik is aanwezig, want de locatie is geschikt;
- de aanwezigheid is onzeker, want de locatie is matig geschikt;
- beekprik is afwezig, want de locatie is ongeschikt.

Doorheen heel de evaluatiemethode is rekening gehouden met de verschillende levensstadia van beekprik op basis van literatuurkennis van het effect van de variabelen op larven zowel als adulten. Het is aangegeven in 'de beschrijving van de variabelen' (sectie 3.5.5.2) of een variabele effect heeft op larven en adulten, enkel larven of enkel adulten. In deze sectie wordt per variabele ook uitgelegd hoe hij verzameld moet worden om de methode te kunnen toepassen. Er werd bij de keuze van de variabelen bij de ontwikkeling van de methode ook rekening gehouden met de toepasbaarheid achteraf.



Figuur 106 Schematische voorstelling van de evaluatiemethode voor de geschiktheid van het rivierhabitat voor beekprik op basis van 19 omgevingsvariabelen (waterkwaliteits- en hydromorfologische variabelen) in drie evaluatiestadia. De toestand van iedere variabele leidt tot een geschiktheidsindex (GI per V), die aan de hand van eenvoudige formules (Figuur 114, Figuur 116, Figuur 124) gecombineerd worden tot

een algemene habitatgeschiktheids index (HGI). De evaluatie stopt wanneer het habitat in stadium 1 en 2 ongeschikt bevonden wordt.

Hieronder beschrijven we algemeen de verschillende stadia van de evaluatiemethode. Meer gedetailleerde info over de variabelen en hoe deze de geschiktheid van een meetplaats voor beekprik bepalen wordt verder in het rapport beschreven (sectie 3.5.5.2).

In het eerste stadium wordt enerzijds de geschiktheid van de waterkwaliteit bepaald aan de hand van de zuurstofverzadiging (V1), het biologische zuurstofverbruik (V2) en de watertemperatuur (V3), en anderzijds de hydromorfologische geschiktheid geëvalueerd aan de hand van de aanwezigheid van migratiebarrières en (een) bronpopulatie(s) van beekprik (V4). Voor iedere component wordt aan de hand van deze variabelen een geschiktheid bepaald en het minimum van deze twee geschiktheden bepaalt een eerste habitatgeschiktheid voor de geëvalueerde locatie (HGI 3). De berekeningen van HGI 1, HGI 2 en HGI 3 zijn zo opgebouwd dat de toestand van de zuurstofverzadiging en de mogelijkheid voor beekprik om een (geschikte) paai- of opgroeilocatie te bereiken, meest doorslaggevend zijn. Deze variabelen en hun kritische waarden die de geschiktheid bepalen voor beekprik, worden als essentieel gezien. Wanneer de geëvalueerde locatie niet aan deze eisen voldoet, wordt ze als ongeschikt beschouwd voor beekprik en houdt de evaluatie op. Wanneer HGI 3 daarentegen wijst op een matige of goede geschiktheid, wordt de locatie verder geëvalueerd in het tweede stadium.

In het tweede stadium worden vier “hydromorfologische” variabelen geëvalueerd waarvan op basis van verschillende bronnen gekend is dat hun goede toestand essentieel is voor de aanwezigheid van beekprik. Van deze vier variabelen worden beheer (V5) en begeleidende vissoorten (V8) als de meest bepalende aanschouwd, in dat opzicht dat het niet voldoen van een locatie aan de goede toestand van deze variabelen voor beekprik, snel leidt tot een ongeschiktheid wat een verdere evaluatie overbodig maakt. Wanneer het habitat niet ongeschikt wordt bevonden in stadium 2, kan men doorgaan met evalueren in stadium drie.

In het derde stadium worden opnieuw zowel waterkwaliteits- als hydromorfologische variabelen geëvalueerd. Specifiek worden er drie waterkwaliteits- en acht hydromorfologische variabelen geëvalueerd. De onderlinge relatie tussen deze variabelen in hun effect op beekprik is minder duidelijk dan bij de variabelen in stadia één en twee. Er wordt verondersteld dat enkel wanneer één van de variabelen de geschikte toestand zwaar onder- of overschrijdt, of alle variabelen slecht scoren het habitat ongeschikt is. In tegenstelling wordt verondersteld dat hoe meer van deze variabelen goed scoren in hun geschiktheid voor beekprik, des te groter de geschiktheid van een locatie voor beekprik en des te groter een eventueel aanwezige populatie.

3.5.5.2 Beschrijving en onderbouwing van de componenten

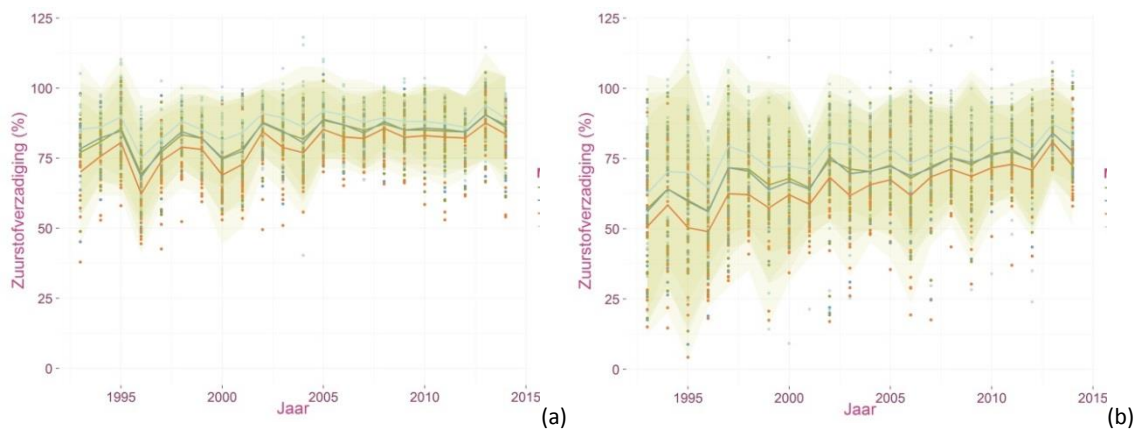
Stadium 1

V1 Zuurstofverzadiging (%)

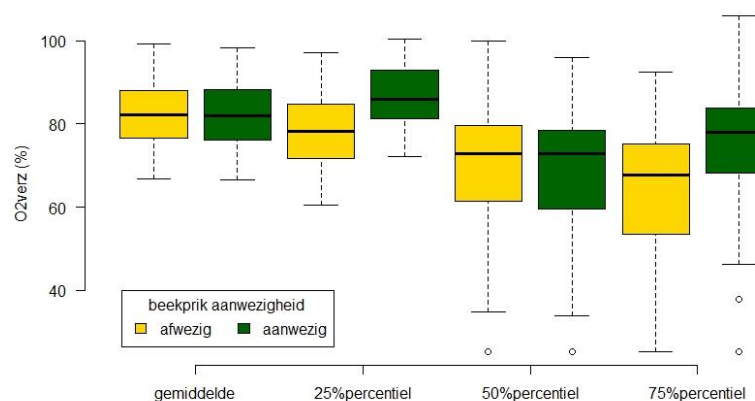
De evaluatie van deze variabele dient te gebeuren aan de hand van gegevens over een langere periode, bijvoorbeeld één of meerdere zomerperiodes om en rond het jaar waarin de beekprikmeting gebeurde. Daarbij wordt best minimaal 1 keer per maand een meting gedaan (of gegevens verzameld uit datasets). Voor deze maandwaarden (best zomermaanden) moet voor de evaluatiemethode specifiek het 25% percentiel geëvalueerd worden. Daarnaast is het goed ook het gemiddelde en de minimum waarden te evalueren en te toetsen aan de literatuur kennis die o.a. hier meegedeeld wordt.

Beekpriklarven leven op relatief zuurstofarme plaatsen en kunnen korte tijd tegen extreem lage zuurstofgehalten van circa 2 mg L⁻¹. Deze zuurstofgehalten gelden voor het ondiepe, langzaam stromende en met detritus bedekte habitat van de larven. Het minimum zuurstofgehalte in de hoofdstroom van de beek moet daarom relatief hoog zijn om een zuurstofgehalte van meer dan 2 mg L⁻¹ in het larvaal habitat te garanderen. Gaumert (1986) geeft het voorkomen van beekprikken in een groot aantal beken in Duitsland weer t.o.v het zuurstofgehalte. Hieruit blijkt dat er geen beekprikken voorkomen bij zuurstofverzadigingspercentages lager dan 80 en hoger dan 120%. De meeste beekprikken (45%) komen voor bij een zuurstofpercentage van 90-110%. Seeuws (1996) rapporteert twee verschillende waarden voor de zuurstofverzadiging, enerzijds op basis van literatuur, anderzijds op basis van zijn

eigen metingen. Respectievelijk geeft hij als minima 77,5 en 42%, als maxima 142 en 176% en als gemiddeldes 100 en 88%. Ook wij vinden net als Seeuws voor Vlaanderen iets lagere waarden dan wat doorgaans in de literatuur verschenen is. Op basis van de evolutie in zuurstofverzadiging vinden wij een 25% percentiel (+ betrouwbaarheidsinterval) tussen 70 en 100% in waterlopen waar beekprik aanwezig is. In waterlopen waar beekprik afwezig is ligt dit even hoog, maar zeker ook veel lager (grotere spreiding; Figuur 107 en Figuur 108). Omdat de beste discriminatie tussen wel of geen beekprik gebeurd bij een 25% percentiel (en niet bij een gemiddelde zuurstofverzadiging, Figuur 108), omdat daarenboven eigenlijk de minimale zuurstofwaarden (over afzienbare periode) kritisch zijn wat het voorkomen van beekprik, besluiten we hier het 25%-percentiel als evaluatiemaat te gebruiken boven het gemiddelde.

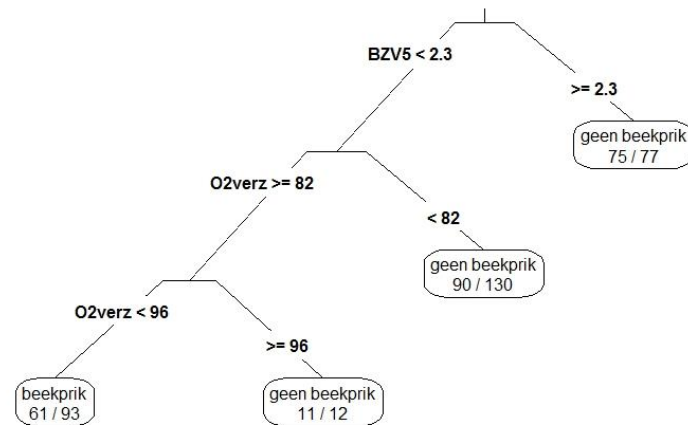


Figuur 107 De evolutie van de zuurstofverzadiging (%) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).



Figuur 108 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de zuurstofverzadiging (%) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 107 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.

Op basis van de classificatieboom, ontwikkeld o.b.v. biologisch zuurstofverbruik (BZV5), zuurstofverzadiging en temperatuur, zien we dat er geen beekprik aanwezig is onder 82% en boven 95% zuurstofverzadiging, op voorwaarde dat het gehalte aan biologisch zuurstofverbruik lager is dan 2,3 mg L⁻¹ (Figuur 109).



Figuur 109 Classificatieboom voor drie waterkwaliteitsvariabelen: biologisch zuurstofverbruik (BZV5; mg L⁻¹), zuurstofverzadiging (O2verz; %) en temperatuur (T; °C) en één onafhankelijke variabele met twee klassen: aanwezigheid beekprik (beekprik) en afwezigheid beekprik (geen beekprik). De variabelen in de nodes splitsen de dataset (N = 312) in 4 groepen volgens een split-waarde die aangegeven staat op de takken van de boom. Zo geeft de eerste node aan dat als het biologisch zuurstofverbruik groter of gelijk is aan 2,3 mg L⁻¹ beekprik niet aanwezig zal zijn. Het biologisch zuurstofverbruik is in 77 metingen in de dataset groter of gelijk aan 2,3 mg L⁻¹ en in 75 van deze metingen is beekprik ook effectief afwezig. De getallen in de bladen van de boom geven dus aan hoeveel metingen voldoen aan de aangegeven waarde van de variabele (rechts van de schuine streep) en in hoeveel van deze metingen de beekprikaanwezigheid overeenkomt met wat er door het model voorspeld wordt (links van de schuine streep). De totale betrouwbaarheid van de boom bedraagt 75%. Voor 75% van de metingen zal dit model dus een juiste voorspelling maken van de aanwezigheid van beekprik op basis van kennis over het biologisch zuurstofverbruik en de zuurstofverzadiging. Temperatuur is geen belangrijke variabele in de voorspelling van de aan- en afwezigheid van beekprik in Vlaanderen.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI=0 bij een 25%-percentiel zuurstofverzadiging < 70% en > 140%

GI = 0,5 bij een 25%-percentiel zuurstofverzadiging van 70-80 en 100-140%

GI=1 bij een 25%-percentiel zuurstofverzadiging van 80-100%

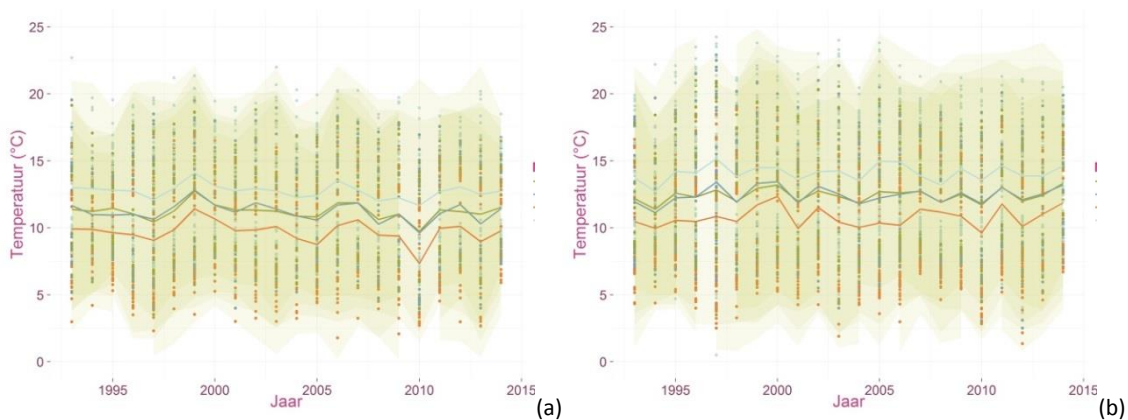
V2 Temperatuur (°C)

De evaluatie van deze variabele dient te gebeuren aan de hand van gegevens over een langere periode, bijvoorbeeld één of meerdere zomerperiodes om en rond het jaar waarin de beekprikmeting gebeurde. Daarbij wordt best minimaal 1 keer per maand een meting gedaan (of gegevens verzameld uit datasets). Voor deze maandwaarden (best zomermaanden) moet voor de evaluatiemethode meerdere 'metrieken' geanalyseerd worden en dus niet enkel het gemiddelde, maar ook de minima en maxima en de 25% en 75% percentielen. Men dient bij deze variabele extra aandacht te hebben voor de periode waarin de metingen gebeurde (zomerhalfjaar versus hele jaar). De kritische waarden hier worden gerapporteerd voor zowel jaarrond als zomerhalfjaar en verschillen tussen deze periodes.

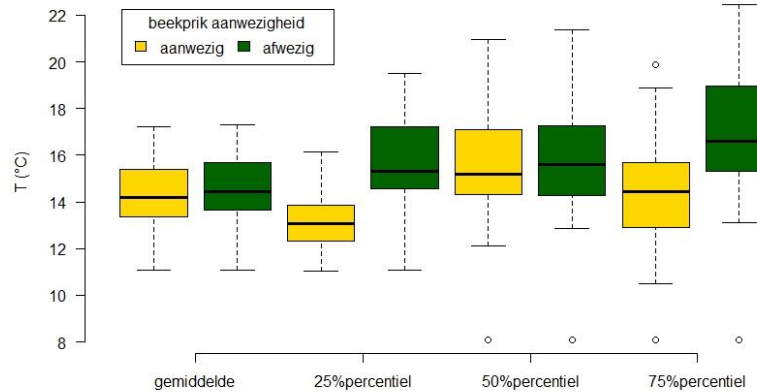
Deze variabele wordt als minder bepalend beschouwd voor het voorkomen van beekprik dan de zuurstofverzadiging, omdat de extreme waarden waarbij de soort zeker niet kan overleven minder voorkomen. Beekprikken zijn echter wel gevoelig voor temperatuur, zeker wanneer deze te laag blijft in paaitijd of wanneer hij

bepaalde kritieke waarden overschrijdt. Semmekrot (1993) rapporteert de kritische waarden voor de maximale temperatuur als 9°C (waar de maximum temperatuur moet boven gaan om een geschikt habitat te hebben) en 28°C, wat de lethale temperatuur is (Potter & Osborne, 1975). Vanaf een maximum temperatuur van 16,8°C gaat volgens deze auteur de geschiktheid naar beneden, om vanaf 20°C en hoger nog verder te dalen. Een temperatuur tussen 12 en 15°C na paai is ideaal (Hardisty, 1986) en rond 10°C bij start en verloop van de paai. Seeuws (1996) rapporteerde literatuurwaarden van minimale temperatuur, waarbij beekprik geobserveerd werd voor te komen, van 0°C, een gemiddelde temperatuur van 9,1°C en een maximum temperatuur van 18,5°C. Zelf mat hij in de door hem onderzochte Vlaamse waterlopen een minimum van 0,5°C, een gemiddelde van 13,1°C en een maximum van 23,6°C. Zijn analyse van waterkwaliteitsvariabelen was gebaseerd op gegevens van de Vlaamse Milieumaatschappij voor 1996 (Yseboodt et al., 1997).

Zelf observeren we aan de hand van de waterkwaliteitsdataset dat in waterlopen waar beekprik aanwezig is, het 75%-percentiel temperatuur zo goed als nooit boven 20°C ligt. Het gemiddelde 75%-percentiel over alle meetpunten ligt nooit boven de 15°C. Er zijn beduidend meer meetplaatsen waar beekprik afwezig is waar dit wel het geval is (Figuur 110). Dit komt overeen met de reeds gepubliceerde waarden. Op Figuur 110a is ook het meetpunt te zien waarvoor Seeuws (1996) vermoedelijk een maximum temperatuur van 23 °C vond. Dergelijke maxima zijn na 1993 niet vaak meer opgetreden op plaatsen waar beekprik geobserveerd werd in Vlaanderen. De 25%-percentielen zijn min of meer gelijkaardig voor waterlopen met en zonder beekprik, hoewel licht hoger voor waterlopen zonder beekprik, en gaan voor de waterlopen waar beekprik aanwezig is tijdens het zomerhalfjaar nooit onder 11°C (Figuur 111), heel het jaar rond gaan deze niet onder 3°C (Figuur 110). De variabele watertemperatuur werd meegenomen in de opbouw van de classificatieboom in Figuur 109, maar werd niet geselecteerd als een discriminerende variabele. Ook Goodwin et al. (2008) vonden geen belangrijk discriminerend effect van deze variabele. Dat komt vermoedelijk voornamelijk, zoals eerder vermeld, omdat de extreme waarden die de overleving van beekprik bepalen niet zo vaak geobserveerd worden in landen als België, Nederland of Ierland.



Figuur 110 De evolutie van de watertemperatuur (°C) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).



Figuur 111 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de watertemperatuur (°C) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 110 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

Voor metingen die enkel tijdens het zomerhalfjaar gebeuren volg je deze kritische waarden:

GI=0 bij een 25%-percentiel watertemperatuur van < 11 °C en > 17 °C of een maximum watertemperatuur van < 9°C en > 23°C of een gemiddelde watertemperatuur van < 11°C en > 18°C

GI = 0,5 bij een gemiddelde watertemperatuur van 11-12 °C en 16-18°C

GI = 1 bij een gemiddelde watertemperatuur van 12– 16 °C

Voor metingen die gespreid zijn over het hele jaar volg je deze kritische waarden:

GI=0 bij een 25%-percentiel watertemperatuur van < 3 °C en > 17 °C of een maximum watertemperatuur van < 9°C en > 23°C of een gemiddelde watertemperatuur van < 5°C en > 18°C

GI = 0,5 bij een gemiddelde watertemperatuur van 5-10 °C en 16-18°C

GI = 1 bij een gemiddelde watertemperatuur van 10-16 °C

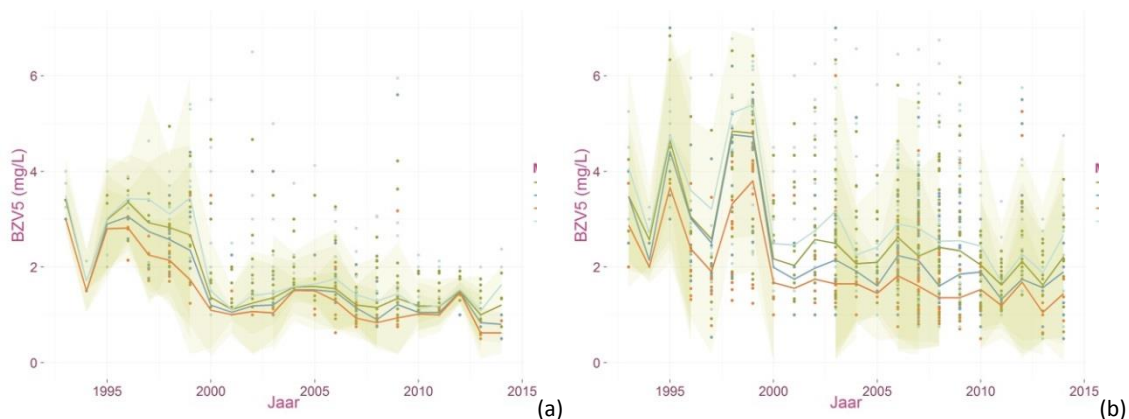
V3 Biologisch zuurstofverbruik (mg L⁻¹)

De evaluatie van deze variabele dient te gebeuren aan de hand van gegevens over een langere periode, bijvoorbeeld één of meerdere zomerperiodes om en rond het jaar waarin de beekprikmeting gebeurde. Daarbij wordt best minimaal 1 keer per maand een meting gedaan (of gegevens verzameld uit datasets). Voor deze maandwaarden (best zomermaanden) moet voor de evaluatiemethode het 75% percentiel geëvalueerd worden.

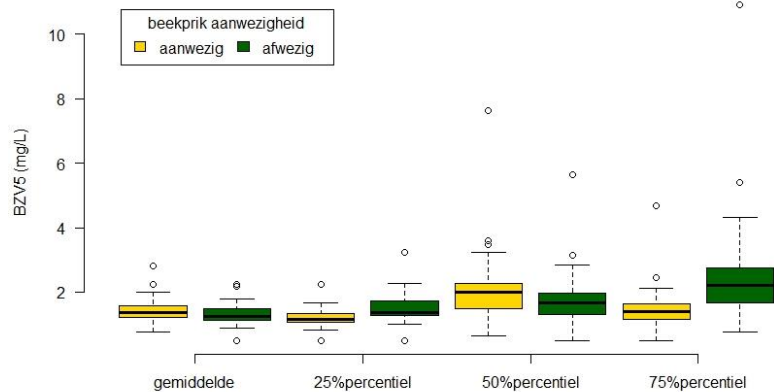
Deze variabele is een goede maat voor de organische belasting van een watersysteem, veel meer dan het zuurstofgehalte op zich, en is daarom (naast het zuurstofgehalte) een goede indicator van de waterkwaliteit. Hoewel enige correlatie te verwachten valt tussen deze variabele en zuurstof, wees een analyse van de correlatie tussen deze variabelen op hun effect op de aan- of afwezigheid van beekprik (op basis van de waterkwaliteitsdataset in deze studie) op de afwezigheid van collineariteit. Dat wil zeggen dat ze elk een belangrijke bijdrage leveren aan het verklaren van de aan- of afwezigheid van beekprik in Vlaanderen. Specifiek werd van volgende variabelen de collineariteit getest in deze studie: O₂, O₂ verzadiging, BZV5, T, EC20, pH, NO₂, NO₃, NH₄ en oPO₄. Uit de analyse bleek (waarden van de variance inflation factor niet weergegeven hier) dat twee variabelen verwijderd moesten worden om geen collineariteit te hebben tussen de variabelen. Deze waren de zuurstofverzadiging en de concentratie aan NH₄. Omdat we uiteindelijk wel wilden doorgaan met

zuurstofverzadiging in de evaluatiemethode, en niet met zuurstofconcentratie, verwijderde we laatstgenoemde eerst. Enkel NH_4 bleek toen nog collineariteit te vertonen. Na verwijdering van deze variabele waren geen van de overige variabelen nog gecorreleerd in hun effect op de aan- en afwezigheid van beekprik, en dus ook nitraat en nitriet niet onderling (zie verder).

Seeuws (1996) citeerde uit Bohl (1993) een minimale BZV5 waarde voor het voorkomen van beekprik van $0,70 \text{ mg L}^{-1}$, een gemiddelde van $1,87 \text{ mg L}^{-1}$ en een maximum van $4,30 \text{ mg L}^{-1}$. Zelf mat hij in Vlaanderen waarden van respectievelijk: 1, 4 en 11 mg L^{-1} . Onze observatie van de percentielen en het gemiddelde over de periode 1993-2015 in de waterlopen waar beekprik voorkomt, komt sterk overeen met de gerapporteerde waarde van Bohl (1993), waarbij in de aanwezigheid van beekprik zelden een 75%-percentiel BZV5 waarde van meer dan ca. $4,5 \text{ mg L}^{-1}$ gemeten wordt, zeker de laatste 10 jaar (Figuur 112). Deze observatie wordt ook ondersteund door de data-analyse van Schneiders et al. (2009) in Vlaanderen, die wees op een 75% percentiel van max. $3,5 \text{ mg L}^{-1}$. Schneiders et al. (2009) citeren bovendien nog een andere bron dan Bohl (1993) die eveneens $4,3 \text{ mg L}^{-1}$ aangeeft als bovengrens voor BZV5. Op de meetplaatsen in de waterlopen waar beekprik uitgestorven is, vinden wij wel verschillende waarden hoger dan deze grens van $4,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Figuur 112). Onze observatie van de gegevens jaarrond verschilt wel van deze van Seeuws (1996) en de gemiddelde waarden en het 75% percentiel liggen lager dan wat Seeuws rapporteerde. Op basis van de gegevens van het hele jaar observeren we een BZV5 van gemiddeld 3 mg L^{-1} tot 2000 en gemiddeld rond 1 mg L^{-1} na 2000 (Figuur 112 en Figuur 113). Ook de classificatieboom op basis van het biologisch zuurstofverbruik, de zuurstofverzadiging en de watertemperatuur resulteert in een hele lage splitsingswaarde voor BZV5 van $2,3 \text{ mg L}^{-1}$, waarboven beekprik niet zou voorkomen (Figuur 109).



Figuur 112 De evolutie van het biologisch zuurstofverbruik(mg L^{-1}) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).



Figuur 113 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van het biologisch zuurstofverbruik (mg L^{-1}) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 112 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0 voor een 75% percentiel van het biologisch zuurstofverbruik $> 4,5 \text{ mg L}^{-1}$

GI = 0,5 voor een 75% percentiel van het biologisch zuurstofverbruik van $2,3 - 4,5 \text{ mg L}^{-1}$

GI = 1 voor een 75% percentiel van het biologisch zuurstofverbruik van $< 2,3 \text{ mg L}^{-1}$

V4 Migratiebarrières en bronpopulaties

Gegevens voor de evaluatie van de variabele vismigratieknelpunten kunnen verzameld worden op basis van de online kaart van de VMM (<http://vismigratie.vmm.be/vismigratie/>), of een niet vrij beschikbare shapefile (ArcMap GIS), die analyses van de afstand in de waterlopen toelaat. Gegevens over de aanwezigheid van bronpopulaties zitten vervat in de up-to-date shapefile van beekprikverspreiding in Vlaanderen (INBO; Figuur 104).

Hoe groot een geschikte locatie precies moet zijn om een duurzame populatie beekprik te onderhouden is eigenlijk niet geweten. Het is wel bekend dat beekprik tijdens zijn larvale stadium ongeveer 3 km per jaar stroomaf kan driften (Hardisty & Potter, 1971). In een natuurlijk systeem wordt de stroomafwaartse drift gecompenseerd door de stroomopwaartse trek van de gemetamorfoseerde dieren vlak voor de paaiperiode (Malmqvist, 1983; Seeuws, 1996). In veel gevallen echter is het systeem onderbroken door stuwen en andere obstakels. In het geval een populatie tussen twee dergelijke obstakels gelegen is, driften de dieren wel stroomafwaarts, maar zou dit verlies niet meer gecompenseerd worden door de stroomopwaartse paaitrekk. De leefbaarheid van de populatie zou daardoor in het gedrang kunnen komen indien het traject tussen de twee obstakels niet aan de levenseisen van zowel larven als adulten voldoet (Hardisty, 1944). Hoewel volgens Salewski (1991) een aanzienlijke deel van de populatie rond de paaiplek zou blijven en niet zou driften, is het toch zo dat de locatie in het geval er dichtbij obstakels aanwezig zijn in de rivier voldoende geherkoloniseerd moet kunnen worden, liefst door natuurlijke migratie en niet door uitzettingen. Daarom is het ook belangrijk dat er naast vrije vismigratie, een bronpopulatie in de buurt van geschikte of opnieuw geschikte locaties aanwezig is.

Het nefaste effect van migratiebarrières op het voorkomen van beekprik wordt in verschillende werken onderkend, zowel op basis van expertkennis als op basis van analyse van datasets. Mateus et al. (2012) onderzochten specifiek het effect hiervan op de populaties zee- en rivierprik in Portugal en concludeerden dat in Portugal 80% van potentieel geschikt habitat ontoegankelijk was voor deze priksoorten door migratiebarrières. Goodwin et al. (2008) vonden een significante negatieve relatie tussen de abundantie van beekpriklarven en het aantal barrières in een

waterloop. In de data-analyses in deze studie hebben we geen rekening gehouden met migratiebarrières in die zin dat we het effect hiervan op beekprik in Vlaanderen nog niet testten. Dat komt omdat we de gegevens uit de online vismigratiedatabank van VMM nog niet aan de beekprikgegevens gekoppeld hadden. We nemen de variabele wel op in de evaluatiemethode zodat dit getest kan worden, want er kan gesteld worden dat wanneer een (geschikte) locatie niet (meer) bereikbaar is voor (afgedreven) beekprik, dat ze als ongeschikt beschouwd moet worden. Migratiebarrières worden daarbij niet alleen gedefinieerd als menselijke constructies die stroomopwaartse vismigratie verhinderen. Het kan ook gaan om stukken rivier die een zodanig slechte waterkwaliteit vertonen (lozingspunten van afvalwater of uitlaat van overstorten met zeer lage zuurstofconcentraties) dat ze niet te overbruggen zijn door beekprik. Wanneer vrije vismigratie tot een locatie mogelijk is, maar wanneer er geen populaties beekprik in de buurt van de waterloop aanwezig zijn, die de (opnieuw) geschikte locatie zouden kunnen koloniseren, dan ook wordt de locatie als slechts matig geschikt bevonden.

Er dient wel op gelet te worden bij het toepassen van de evaluatiemethode, dat wanneer een locatie ongeschikt bevonden wordt omwille van de slechte score van variabele V4, maar de andere omgevingsvariabelen wijzen op een goede geschiktheid, dat men de evaluatieprocedure niet stopzet en verder evalueert of het habitat op zich (afgezien van de toegankelijkheid) een potentieel goede plaats is voor eventuele herintroductie van beekprik.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

Om tot een GI voor V4 te komen, wordt een GI bepaald voor de toestand van de migratiebarrières en een GI voor de toestand van potentiële bronpopulaties waarna deze twee GI's worden vermenigvuldigd.

GI V4 = GI migratiebarrières x GI bronpopulaties

GI migratiebarrières = 0 wanneer er binnen een stretch van 3 km stroomafwaarts van de meetlocatie minstens één vismigratieknelpunt aanwezig is.

GI migratiebarrières = 0,5 wanneer er binnen een stretch van 3 km stroomafwaarts van de meetlocatie een tijdelijk (vb. afhankelijk van het debiet) of gedeeltelijk (vb. slecht opgelost migratieknelpunt) vismigratieknelpunt aanwezig is, of wanneer er een migratieknelpunt aanwezig is tussen de meetlocatie en de hoofdloop (kolonisatie uit andere rivieren onmogelijk).

GI migratiebarrières = 1 wanneer er minstens binnen een stretch van 3 km, maar preferentieel tot aan de hoofdloop, geen enkel migratieknelpunt aanwezig is en vrije vismigratie mogelijk is.

GI bronpopulaties = 0 wanneer er geen populatie beekprik in de waterloop, hoofdloop of directe zijlopen aanwezig is. GI bronpopulaties = 1 wanneer er wel een populatie beekprik in de waterloop, hoofdloop of directe zijloop aanwezig is.

Berekening HGI 1 (Figuur 114)

Omdat van de drie waterkwaliteitsvariabelen (V1, V2 en V3) de zuurstofverzadiging als de belangrijkste aanschouwd wordt, wordt de HGI 1 als volgt bepaald:

$HGI\ 1 = V1 \times \min(V2, V3).$

Berekening HGI 2 (Figuur 114)

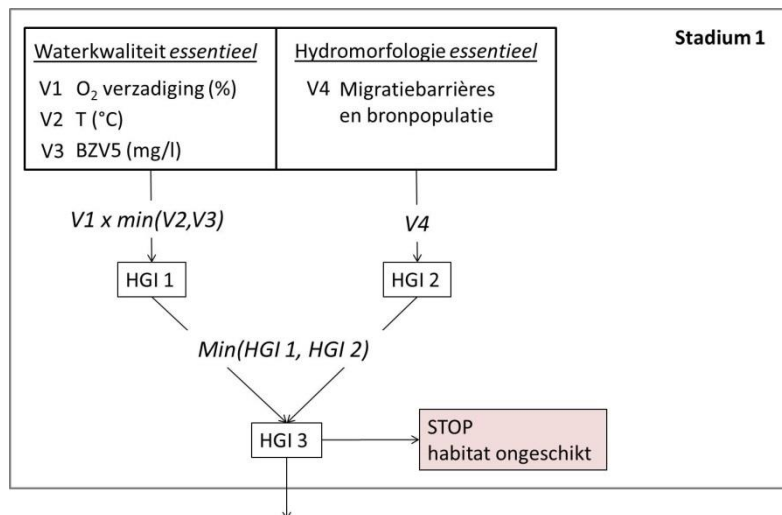
$HGI\ 2 = GI\ V4$ (zie boven)

Berekening HGI 3 (Figuur 114)

$HGI\ 3 = \min(HGI\ 1, HGI\ 2)$

De berekening volgt het principe van 'one out – all out' (de slechtste score zal het eindoordeel bepalen) en HGI1 en 2 worden als even belangrijk aanzien in de bepaling van de geschiktheid van een locatie voor beekprik. Wanneer één van de twee componenten slecht scoort, wordt het habitat als ongeschikt beschouwd. In principe is het dan

overbodig om de evaluatiemethode verder te zetten, maar in het licht van toekomstige verbeteringen (bv. inzake waterkwaliteit door het verwijderen van overstorten of lozingspunten, oplossen vismigratieknelpunten) of de overweging tot herintroductie van de soort, kan het wel nuttig zijn om de andere water- en hydromorfologische kenmerken van de locatie te onderzoeken en dus ook stadium 2 en 3 van de evaluatiemethode te doorlopen.



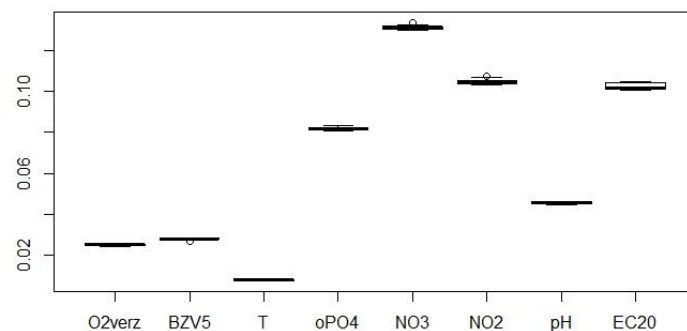
Figuur 114 Schematische weergave van de berekening van HGI 1 op basis van de GI's (niet aangegeven op de figuur) van zuurstofverzadiging, biologisch zuurstofverbruik en temperatuur, de berekening van HGI 2 op basis van de GI's van de variabele migratiebarrières en de combinatie van HGI 1 en 2 tot een algemene HGI voor het eerste stadium van de evaluatie.

Keuze van V1, V2, V3 en V4 voor de opbouw van stadium 1

Figuur 115 geeft het relatieve belang van de V1, V2 en V3 in het discrimineren tussen beekprik aan- of afwezigheid, relatief t.o.v. de andere waterkwaliteitsvariabelen. Dit belang werd getest met het random forest algoritme. De analyse geeft aan dat V1, V2 en V3 minder goed zijn in het opsplitsen van de dataset in aan- en afwezigheid dan de andere waterkwaliteitsvariabelen. Desalniettemin werden ze geselecteerd voor het eerste belangrijke stadium van de evaluatiemethode. Dat komt omdat, ondanks het feit dat ze niet belangrijk zijn voor het opsplitsen van de dataset, we wel weten op basis van expertkennis dat ze heel belangrijk zijn voor de overleving van beekprik. Het effect van deze variabelen op de overleving van beekprik is zeer goed gekend in die zin dat er goed geweten is welke waarden van deze variabelen een succesvolle overleving in de weg staan. Dat laatste is voornamelijk het geval voor zuurstofverzadiging en watertemperatuur, en dat geldt eveneens voor de zuurstofconcentratie. De collineariteit tussen zuurstofverzadiging en zuurstofconcentratie werd getest in de waterkwaliteitsdataset en was aanzienlijk. We hebben zuurstofverzadiging geselecteerd omdat deze ook in de methode van Semmekrot (1993) en analyse van Goodwin (2008) geselecteerd werd.

Van de andere variabelen zijn evengoed de minimale, maximale en gemiddelde waarden gerapporteerd in de meetplaatsen waar beekprik voorkomt, maar toch is het rechtstreekse effect van iedere variabele apart op de overleving van beekprik minder zeker of gekend, en kan men verwachten dat ze minder bepalend zijn voor de overleving van de soort dan bijvoorbeeld het zuurstofgehalte. Uit de analyse a.d.h.v. random forests blijkt voor Vlaanderen echter wel dat een onderscheid tussen meetplaatsen met en meetplaatsen zonder beekprik toch nog iets beter gemaakt kan worden aan de hand van deze variabelen, dan aan de hand van zuurstof, zuurstofverbruik en watertemperatuur. Men moet echter opletten bij de interpretatie van dit resultaat, want de resulterende waarden van de gemiddelde vermindering in accuraatheid zijn voor alle variabelen zeer laag en zeer gelijkend (Figuur 115),

wat er op wijst dat het belang van deze waterkwaliteitsvariabelen voor het wel of niet voorkomen van beekprik eigenlijk zeer laag is. Met andere woorden, de waterkwaliteitsvariabelen discrimineren nauwelijks tussen wel of geen beekprik. Dit is een interessant resultaat dat er mogelijks op wijst dat in Vlaanderen de knelpunten voor het voorkomen van beekprik ergens anders gezocht moeten worden, zoals vb. bij het effect van pesticiden, migratiebarrières of het beheer van de waterlopen. Aan de hand van de evolutiegrafieken en boxplots van de waterkwaliteitsvariabelen merken we inderdaad ook dat er weinig (bijna zeker geen significant) verschil is tussen de waarden in waterlopen waar beekprik voorkomt, versus waterlopen waar beekprik niet voorkomt. Deze observatie geldt nog meer voor de laatste 5 jaren, omdat in beekprikloze beken de waterkwaliteit duidelijk verbeterde over de jaren. In het bekken van de Kleine Nete werd een achteruitgang van beekprik vastgesteld in de jaren '70 en '80, en in zijn soortbeschermingsplan stelde Seeuws (1996) dat de reden van die achteruitgang niet bekend is, maar mogelijk het gebruik van pesticiden is. In Belpaire (2013a) staat de mogelijke impact van pesticiden op beekprikpopulaties samengevat. Er is een ganse reeks van effecten van pesticiden op vissen beschreven, waarbij de impact meetbaar is op individueel niveau (genotoxisch, immunologisch, endocriene verstoring) en zich doorzet naar het populatie- en gemeenschapsniveau. Specifieke studies onder gecontroleerde omstandigheden naar effecten van bepaalde pesticiden op beekprik zijn eerder zeldzaam. De toxische impact van een pesticide kan sterk verschillen van stof tot stof, en toxiciteitsgegevens op beekprik zijn schaars en beperkt tot slechts enkele stoffen. De aard en intensiteit van pesticidevervuiling in Vlaanderen is vaak heel hoog, gebaseerd op bioaccumulatiegegevens in paling en in vergelijking met andere internationale studies. Er zijn echter grote plaatselijke verschillen zelfs binnenin beeksystemen, hetgeen wijst op het diffuse karakter van pesticidevervuiling. Ook de meetgegevens van de VMM tonen aan dat gehalten aan bestrijdingsmiddelen de ecotoxicologische drempelwaarden te vaak overschrijden. Momenteel heeft geen enkele studie rechtstreeks wetenschappelijk bewijs geleverd dat pesticidebelasting in Vlaanderen verantwoordelijk is voor de slechte toestand van de populaties van beekprik. De resultaten van enkele studies op rivierdonderpad in binnen- en buitenland, tonen wel aan hoe vervuilingdruk (al dan niet in combinatie met andere stressoren) lokale populaties van bovenlopen kan beïnvloeden, maar gerichte veldstudies zijn essentieel om de impact van pesticiden op de beekprik te evalueren (Belpaire, 2013a).



Figuur 115 De gemiddelde vermindering in de accuraatheid (%) van de nodes in alle 5000 gepermuteerde beslissingsbomen van het random forest bij het weglaten van de variabelen op een node vermeld op de x-as. Hoe groter de vermindering in de accuraatheid van de node (eigenlijk splitsing) van de boom door het weglaten van de betreffende variabele, des te groter het belang van deze variabele in het discrimineren tussen aan- en afwezigheid van beekprik (O2verz: zuurstofverzadiging (%), BZV5: biologisch zuurstofverbruik (mg L^{-1}), T: watertemperatuur ($^{\circ}\text{C}$), oPO4: orthofosfaat (mg L^{-1}), NO3: nitraat (mg L^{-1}), NO2: nitriet (mg L^{-1}) en EC20: conductiviteit ($\mu\text{S/cm}$)).

Stadium 2

V5 Beheer

Informatie over het beheer moet nagevraagd worden bij de beheerders van de waterlopen die onderzocht worden. Het is belangrijk hier een juist en volledig beeld te hebben van alle ingrepen die er aan of in de waterloop gebeuren, van slibruiming tot sterke controle van het waterniveau.

Ingrepen als slibruiming zijn zeer nefast voor beekprikpopulaties. Ook in het kader van andere werken, zoals de bouw van vistrappen, aanleg van riffles en waterbouwkundige constructies kunnen graafwerken uitgevoerd worden waarbij beekpriklarven op het droge terechtkomen, of hun habitat vernietigd wordt. Een hele beekprikpopulatie kan op de manier (ongewild) vernietigd worden, ook al zijn de andere habitatkenmerken gunstig. Seeuws (1996) stelde in zijn rapport enkele aanbevelingen voor om in het geval er toch beheerswerken uitgevoerd dienen te worden, deze zoveel mogelijk te spreiden in tijd en ruimte. Bij sommige uitvoeringswerken worden beekprikken vóór de werken verplaatst (de Jong et al., 2013; Noordijk et al., 2010).

Naast ingrepen op de morfologie en het substraat van de beek, verstaan we hieronder ook ingrepen op de waterhuishouding. Een beek met een verstoorde waterhuishouding, die gedurende lange periodes droogvalt, waar onnatuurlijk, sterke piekdebieten doorgaan of waarvan het stroomsnelheidsregime sterk wordt aangetast ten gevolge van bijvoorbeeld de bouw van een stuw, kan ondanks goede (natuurlijke) waterkwaliteits- en hydromorfologische kenmerken toch haar populatie beekprik verliezen.

De instelling van de geschiktheidsindex (GI) voor beheer wordt daarom als volgt gekozen:

GI = 0 bij volledige slibruiming van de beek, graafwerken, wijzigingen in de loop van de beek of aantasting van het natuurlijk afvoerregime

GI = 0,5 bij uitvoering van werken die gefaseerd worden in de tijd en in de ruimte of waarbij maatregelen getroffen worden om de populatie minimale schade toe te brengen (vb. translocatie)

GI = 1 bij afwezigheid van beheer, afwezigheid van aantasting van de natuurlijke loop van de rivier en afwezigheid van aantasting van het natuurlijke afvoerregime

V6 Stroomsnelheid

De stroomsnelheid op macroschaal (in termen van het verhang om en rond de geëvalueerde locatie) kan afgeleid worden uit de Vlaams Hydrografische Atlas kaart (shapefile in ArcMap GIS). Daarnaast raden we aan om een veldmeting uit te voeren over een stretch van 100 m waarbij om de 10 m een transect met drie meetpunten opgemeten wordt (één meetpunt centraal in de rivier en twee meetpunten tussen het centrum en beide oevers). De stroomsnelheid dient op ieder punt twee keer gemeten te worden. Eén keer 5 cm boven het substraat en één keer 5 cm onder het wateroppervlak. De te evalueren stroomsnelheid is dan het gemiddelde van alle gemeten punten in cm/s. Er dient bovendien geverifieerd te worden of de opgemeten locatie eerder geschikt is als larvaal habitat, dan wel als paaihabitat, want de optimale waarden verschillen tussen beiden. Daarnaast is het ook wenselijk om het debiet te bepalen op de dag dat de stroomsnelheidsmeting wordt uitgevoerd om te kunnen verifiëren of de stroomsnelheid eventueel hoog was ten gevolge van tijdelijke verhoogde afvoer. Uiteraard wordt een stroomsnelheidsmeting best uitgevoerd bij basisdebiet. Omdat stroomsnelheden/debieten sterk kunnen fluctueren i.f.v. het seizoen en de regenval is het raadzaam telkens ook de Vlaams Hydrografische Atlas te raadplegen m.b.t. het verhang en eventueel de Huet-zonering van het beektraject.

Zoals uit de literatuurstudie bleek zijn er voor de stroomsnelheid verschillende waarden gerapporteerd waarbij beekprik voorkomt (Hardisty, 1986; Maitland, 1980; Malmqvist, 1980; Salewski, 1991; Seeuws, 1996). Hoewel goed geweten is dat de stroomsnelheid een belangrijke factor is in het bepalen van de habitatgeschiktheid voor beekprik, zijn de rapportage van de optimale waarden wel meer uiteenlopend dan deze voor de belangrijkste waterkwaliteitsvariabelen. De belangrijkste zijn weergegeven in Tabel 26. In dit stadium van evaluatie is de stroomsnelheid bedoeld als een discriminator tussen snelstromende en trage tot stilstaande waterlopen, meer dan een evaluatie van de aanwezigheid van voldoende variatie in stroomsnelheid (stroomkuilenpatroon met afwisseling van snelstromende stukken en stilstaande stukken, zie daarvoor stadium 3). Daarvoor is volgende info vooral ook

belangrijk: in Vlaanderen vinden we beekprik terug bij stroomsnelheden die kenmerkend zijn voor waterlopen van de brasemzone (0-10 cm/s), de barbeelzone (10-25 cm/s) en de voor deze parameter overlappende vlagzalm- en forelzone (resp. 25-50 cm/s en 30-50 cm/s; Seeuws, 1996).

Tabel 26 Overzicht gerapporteerde optimale stroomsnelheden voor beekprik larvaal habitat en paaihabitat.

<u>Stroomsnelheid</u>	<u>Bron</u>
gemiddeld 40 cm/sec op 25 cm en 50 cm/sec aan het oppervlak (larven)	Schroll (1959)
< 3 cm/sec (larven)	Hardisty (1986)
8 tot 25 cm/sec	Malmqvist, 1980
17 tot 30 cm/sec	Waterstraat (1989)
< 5 tot 15 cm/sec (larven)	Salewski (1991)
20-300 cm/sec (paaiplaatsen)	Hardisty (1986) & Hardisty (1944)
< 130 cm/s	Crombaghs et al. (2000)
0 – 35 cm/s	Seeuws (1996)
2 tot 18 cm/sec (larven) stroomsnelheid van 0 cm/sec is ongeschikt stroomsnelheid van 3 -15 cm/sec grootste concentraties larven stroomsnelheid van 20 cm/sec: substraat ongeschikt	Semmekrot (1993)

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0 voor stilstaande waterlichamen voor larvaal en adult habitat, en gemiddelde stroomsnelheden van > 50 cm/s voor larvaal habitat

GI = 0,5 voor gemiddelde stroomsnelheden tussen 25 en 50 cm/s voor larvaal habitat

GI = 1 voor gemiddelde stroomsnelheden van 2 tot 25 cm/s voor larvaal habitat en 20 – 300 cm/s voor adult habitat (onderscheid tussen larvaal en adult habitat kan bepaald worden a.d.h.v. het bodemsubstraat, zie volgende paragraaf)

V7 Bodemsubstraat

Het verzamelen van gegevens over het bodemsubstraat dient in het veld te gebeuren en vraagt vermoedelijk het meeste werk van alle te evalueren variabelen. Om een goed beeld te krijgen van de kwaliteit van het substraat, en dan voornamelijk van de kwaliteit van de slibbanken, raadden we de werkwijze van Seeuws (1996) aan. Daarbij worden op verschillende meetpunten in een stretch van 100 m bodemstalen genomen met een PVC-buis van 4,5 cm diameter. Deze wordt tot op het hard substraat geduwd, maar niet verder. Van het bodemstaal wordt de korrelgrootteverdeling bepaald en het gehalte aan organisch materiaal. Voor de eerste parameter dient het substraat gezeefd te worden door een reeks van zeven met maaswijdtes van 4, 2, 1, 0.5, 0.25, 0.125 en 0.063 mm. De gezeefde fracties worden gewogen en hun relatieve gewicht op het totale gewicht wordt bijgehouden. Voor het gehalte aan organisch materiaal worden de bodemstalen gedroogd bij 90°C en vervolgens verbrijzeld. De eigenlijke bepaling gebeurt colorimetrisch.

Uit de literatuur weten we dat geschikt beekprikhabitat zowel locaties bevat met slibbanken waar larven zich kunnen ingraven, als locaties met fijn tot grof grind waar adulten nestkuilen kunnen graven voor de paai (Goodwin et al., 2008; Hardisty, 1986; Maitland, 1980; Malmqvist, 1980; Seeuws, 1996; Semmekrot, 1993; Spikmans et al., 2013). Twee zaken zijn hierbij verder belangrijk. Dat zijn enerzijds de korrelgroottes van het paaisubstraat, en anderzijds de kwaliteit van de slib- en zandbanken waar de larven zich moeten kunnen ingraven. De kwaliteit van dat laatste wordt niet alleen bepaald door de verdeling aan korrelgroottes, maar ook door het gehalte aan organisch materiaal. Specifiek is gekend dat paairijpe dieren gevonden worden bij korrelgroottes van 10 mm of meer. Over de specifieke, ideale korrelgroottes voor larven bestaan nog enige controversen in de literatuur, maar wel is gekend dat jonge larven zich ingraven in zandbanken en dat iets oudere larven na drift zich ingraven in

sedimentbanken met een nog iets fijner dan zandig substraat. De zandbanken mogen echter niet louter uit zand bestaan, maar moeten ook een zekere fractie aan slib en zelfs klei bevatten, zodat de larven hun gegraven gangen in stand kunnen houden. Daarom wordt de grootste fractie aan beekprik gevonden in trajecten met zand- en slibbanken met een kleiner aandeel aan deeltjes in de range 0,5-1 mm, maar eerder in de range <0,5 mm.

Ook de bevindingen wat het gehalte aan organisch materiaal betreft zijn verdeeld. Er werden al beekprikken aangetroffen in sedimentbanken die niet aangerijkt waren met organisch materiaal, maar evengoed worden de dieren voornamelijk net op die posities in de rivier (vb. tegen de oevers waar meer organisch materiaal zich afzet, of rond dierlijke kadavers) teruggevonden waar het gehalte aan organisch materiaal hoger is. Wel is gekend dat ze niet voorkomen in sedimentbanken met een gehalte aan organisch materiaal van >10%.

Omdat de gerapporteerde kennis over de optimale waarden van korrelgroottes en gehalten aan organisch materiaal, eerder onduidelijk is, berusten we ons voor het opstellen van de GI's voor deze variabele op de bevindingen van Seeuws (1996) op basis van zijn veldmetingen in Vlaanderen. Verder houden we de regels nog algemeen, zodat ze niet te discriminerend zijn, en zodat ze later, na meerdere veldmetingen eventueel nog bijgesteld kunnen worden.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0 wanneer noch sedimentbanken met fijn zanderige, slibberige en kleiige samenstelling voor larven, noch kiezel tot grindbanken voor de paai in de waterloop aanwezig zijn

GI = 1 wanneer sedimentbanken met fijn zanderige, slibberige en kleiige samenstelling voor larven, en kiezel tot grindbanken voor de paai in de waterloop aanwezig zijn en wanneer deze:

- 1) voor de sedimentbanken: een optimale, heterogene korrelgrootteverdeling hebben (zie Seeuws, 1996) met optima tussen 0,12 en 0,25 mm*
- 2) voor het paaihabitat: een korrelgrootte hebben tussen 1 en 4 mm en bovenstrooms liggen van een traject van 3 km met geschikt larvaal habitat*
- 3) voor de sedimentbanken: een gehalte aan organisch materiaal aanwezig is van <10 %.*

GI = 0,5 wanneer zandbanken voor larven, en kiezel tot grindbanken voor de paai in de waterloop aanwezig zijn, maar wanneer de kwaliteit van de sedimentbanken niet optimaal is (d.i. niet voldoen aan de beschrijving van puntjes 1-3 onder GI = 1) of het paaihabitat niet binnen het bereik ligt van gunstige sedimentbanken voor larven.

V8 Begeleidende vissoorten

Informatie over andere aanwezige vissoorten naast beekprik kan verzameld worden in het Vis Informatie Systeem (VIS; www.vis.milieuinfo.be). Het is niet meteen de bedoeling dat voor deze evaluatie extra afvissingen gebeuren. Wanneer gegevens in VIS ontbreken, dan kan deze variabele ook uit de evaluatiemethode weggelaten worden.

De evaluatie van de begeleidende vissoorten in dit stadium van de evaluatiemethode is voornamelijk bedoeld als algemene indicator van de kwaliteit van het water voor vis. Als geen andere of alleen heel tolerante soorten aanwezig zijn, dan kan het habitat als ongeschikt aanschouwd worden. Als specifiek rivierdonderpad en beekforel aangetroffen worden, dan wijst dit mogelijks ook op een goede geschiktheid voor beekprik en wordt het des te interessanter om de andere variabelen te evalueren om te zien waar het schoentje knelt in het geval beekprik afwezig is.

Er moet anderzijds ook gelet worden op het voorkomen van predatore vis. Tijdens de paaiperiode gedraagt de beekprik zich zeer opvallend. De dieren verliezen in deze periode hun schuwheid en vertonen bij gevaar geen vluchtgedrag. In deze fase is beekprik het meest vatbaar voor predatie. In de magen van roofvissen vindt men in de paaiperiode van beekprik vaak volwassen, niet afgepaaide beekprikken. Ook de mortaliteit door predatie tijdens de embryonale en het begin van de larvale periode is waarschijnlijk relatief hoog. Het is bekend dat pas uitgekomen larven van de beekprik worden opgegeten door paling, dieldoornige stekelbaars en andere vissoorten. De mortaliteit door predatie is vooral hoog tijdens de migratie van de larven vanuit het nest naar de zand/slibbanken waar ze zich ingraven (Maitland, 1980). Grote aantallen beekprikken komen daarom meestal alleen voor in wateren waarin door natuurlijke habitat beperkingen alleen verdraagzame vissoorten voorkomen en/of vissoorten voorkomen die door een sterk territoriumgedrag hun eigen populatiegrootte reguleren (b.v. beekforel en

rivierdonderpad), waardoor ze per m² een kleine predatiedruk uitoefenen op de beekprikpopulatie. Bloch & Strohmeier (1992) geven het percentage wateren weer met een beekprik populatie t.o.v. het aantal begeleidend vissoorten. Hieruit blijkt dat in wateren met geen en in wateren met meer dan vijf begeleidend vissoorten nauwelijks beekprikken voorkomen. Het optimum ligt bij drie begeleidend vissoorten (Semmekrot, 1993).

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 1 bij het voorkomen van rivierdonderpad en beekforel of alleen rivierdonderpad

GI = 0,5 bij het voorkomen van predatoren zoals paling en driedoornige stekelbaars

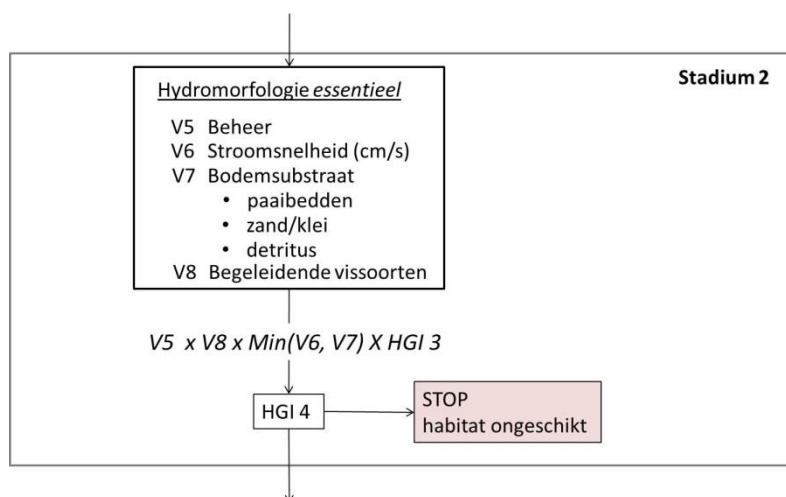
GI = 0 wordt niet ingesteld in dit geval

Berekening HGI 4 Figuur 116

Voor de berekening van HGI 4 op basis van V5 tot en met V8, hebben we besloten dat de stroomsnelheid en het substraat evenwaardig zijn. Te meer omdat de stroomsnelheid tot zekere hoogte ook mee de geschiktheid van het substraat bepaalt. Daarom telt van deze variabelen de slechtste waarde. Deze waarde wordt dan vermenigvuldigd met de GI's van beheer en begeleidend vissoorten.

Tot slot worden deze variabelen vermenigvuldigd met de uitkomst van het vorige stadium, namelijk HGI 3, zodat:

$$\text{HGI 4} = V5 \times V8 \times \min(V6, V7) \times \text{HGI 3}.$$



Figuur 116 Schematische voorstelling van de berekening van HGI 4 op basis van informatie/gegevens over het beheer van de locatie, de aanwezige begeleidend vissoorten, de stroomsnelheid en het substraat.

Keuze van V5, V6, V7 en V8 voor de opbouw van stadium 2

Er is voor de keuze van deze variabelen enkel gesteund op expertkennis en literatuurgegevens. In verschillende werken (zie literatuurstudie in Vught et al. 2015) wordt aangegeven dat het belangrijk is voor beekprik dat geschikt paai en larvaal substraat aanwezig is en dat de slibbanken van voldoende kwaliteit moeten zijn voor de larven, bijvoorbeeld met een specifiek gehalte aan organisch materiaal en een bepaalde heterogeniteit aan korrelgroottes (Goodwin et al., 2008; Seeuws, 1996). Daarnaast weten we, net zoals bij het zuurstofgehalte en de temperatuur, met redelijke zekerheid de stroomsnelheidsrange waarbinnen beekprik voorkomt. Hoewel de stroomsnelheid niet verwacht wordt sterk te discrimineren tussen waterlopen waar beekprik aanwezig is en waterlopen waar beekprik afwezig is, is het toch een belangrijke variabele in de beoordeling van de habitatgeschiktheid. Het beheer van de waterloop kan net zoals de aanwezigheid van migratiebarrières alle gunstige natuurlijke kenmerken van een waterloop teniet doen. Het is daarom ook van groot belang deze in een vroeg stadium van de evaluatiemethode te evalueren. De reden om 'begeleidende vissoorten' te evalueren in het tweede stadium van de evaluatiemethode is

voornamelijk omdat het een algemene indicator is voor de geschiktheid van de waterloop voor vissoorten, specifiek die soorten die vaak samen met beekprik voorkomen.

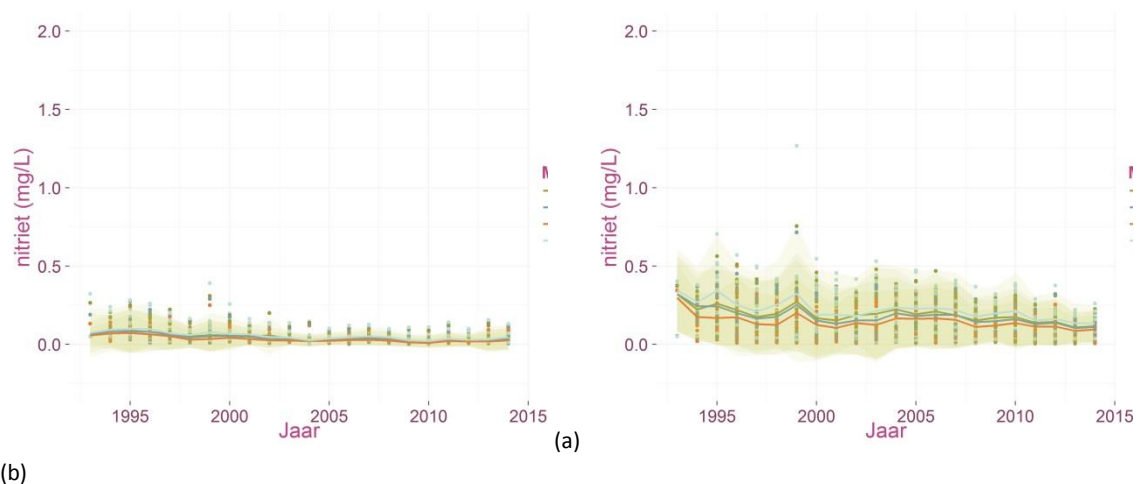
Stadium 3

Wanneer de te evalueren locatie tot nu al als matig tot goed geschikt bevonden werd, kan een evaluatie van de variabelen onder stadium 3 nog verder verfijning brengen in de geschiktheid van de locatie voor beekprik.

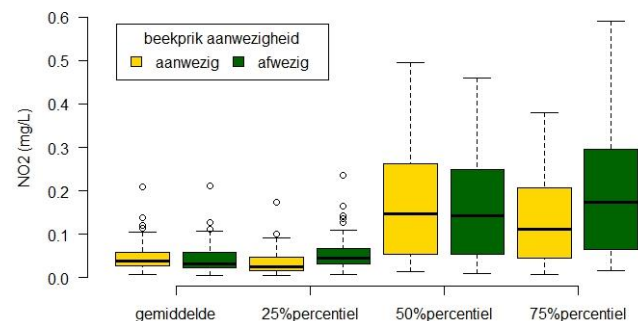
V9 Nitriet ($\text{N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$)

De evaluatie van deze variabele dient te gebeuren aan de hand van gegevens over een langere periode, bijvoorbeeld één of meerdere zomerperiodes om en rond het jaar waarin de beekprikmeting gebeurde. Daarbij wordt best minimaal 1 keer per maand een meting gedaan (of gegevens verzameld uit datasets). Voor deze maandwaarden (best zomermaanden) moet voor de evaluatiemethode specifiek het 75% percentiel geëvalueerd worden. Daarnaast is het goed ook het gemiddelde en de maximum waarden te evalueren en te toetsen aan de literatuur kennis die o.a. hier meegedeeld wordt.

De nitrietwaarden die Seeuws (1996) rapporteert uit de literatuur zijn een minimum van $0 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$, een gemiddelde van $0,15 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$ en een maximum van $8 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$. Zelf mat hij in de Vlaamse waterlopen $< 0,01$; $0,06$ en $0,2 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$, respectievelijk. De waarde die hij uit de literatuur citeert zijn dus heel hoog vergeleken met de waarden voor Vlaanderen. Hetgeen Seeuws daarvoor rapporteert komt min of meer overeen met onze eigen waarnemingen (Figuur 117, Figuur 118). Alleen liggen onze observaties nog iets hoger met 75%-percentielen tot $0,3 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$ in beekprikwaterlopen. Het resultaat van de classificatieboom op de waterkwaliteitsvariabelen (Figuur 119) is veel strenger en stelt dat beekprik niet voor komt bij nitrietconcentraties $> 0,066 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$. Hoewel er uit onderzoek van Eddy & Williams (1987) ook blijkt dat goed zalm water nitriet waarden bevatte van slechts $0,050 \text{ mg L}^{-1}$, lijkt op basis van de waterkwaliteitsgegevens uit Vlaanderen toch dat een dergelijke kritische waarde iets te streng is. De VLAREM II norm voor oppervlaktewater ligt voor een jaargemiddelde op 0.2 mg L^{-1} en voor een maximumwaarde op 0.6 mg L^{-1} .



Figuur 117 De evolutie van de nitrietconcentratie ($\text{mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).



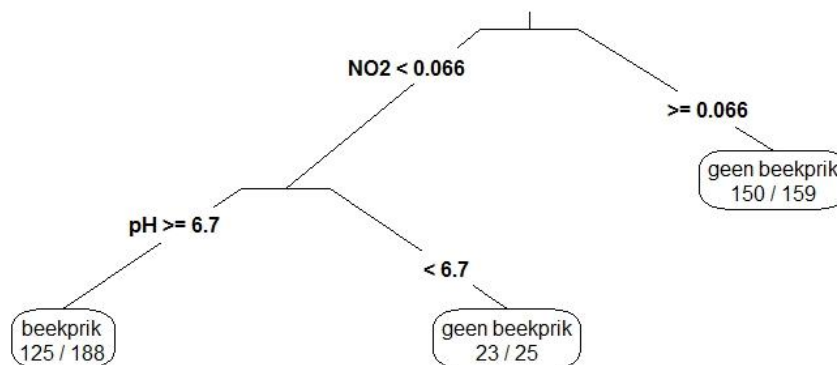
Figuur 118 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de nitrietconcentratie ($\text{mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 117 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

$GI = 0$ voor een 75% percentiel van de nitrietconcentratie van $> 0,4 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$

$GI = 0,5$ voor een 75% percentiel van de nitrietconcentratie van $0,2-0,4 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$

$GI = 1$ voor een 75% percentiel van de nitrietconcentratie van $< 0,2 \text{ mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$



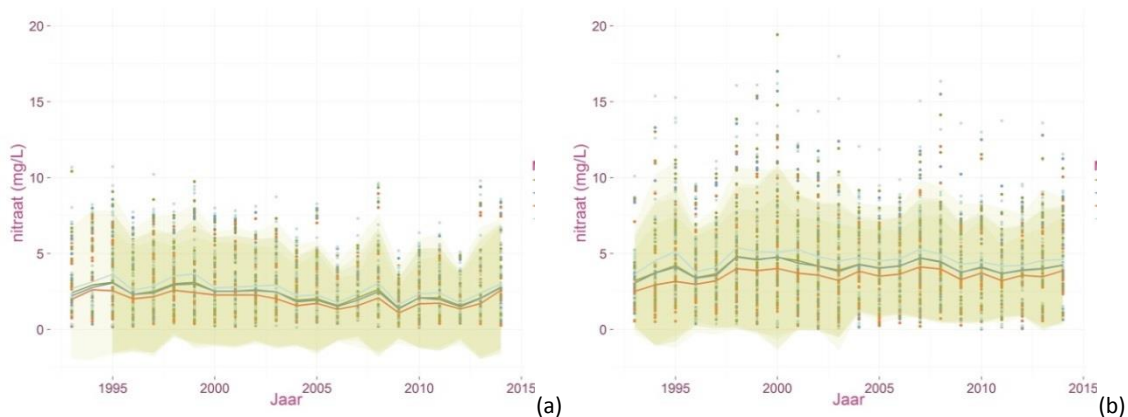
Figuur 119 Classificatieboom voor vijf waterkwaliteitsvariabelen: nitraat (NO_3 ; $\text{mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$), nitriet (NO_2 ; $\text{mg N-NO}_2 \text{ L}^{-1}$), orthofosfaat (oPO_4 ; $\text{mg P-oPO}_4 \text{ L}^{-1}$), pH en conductiviteit (EC_{20} ; $\mu\text{S/cm}$) en één onafhankelijke variabele met twee klassen: aanwezigheid beekprik (beekprik) en afwezigheid beekprik (geen beekprik). De variabelen in de nodes splitsen de dataset ($N = 372$) in 3 groepen volgens een split-waarde die aangegeven staat op de takken van de boom. Zo geeft de eerste node aan dat als het nitrietgehalte groter of gelijk is aan $0,066 \text{ mg L}^{-1}$ beekprik meestal niet aanwezig zal zijn. De nitrietwaarde is in 159 metingen in de dataset groter of gelijk aan $0,066 \text{ mg L}^{-1}$ en in 150 van deze metingen is beekprik ook effectief afwezig. De getallen in de bladen van de boom geven dus aan hoeveel metingen voldoen aan de aangegeven waarde van de variabele (rechts van de schuine streep) en in hoeveel van deze metingen de beekprikaanwezigheid overeenkomt met wat er door het model

voorspeld wordt (links van de schuine streep). De totale betrouwbaarheid van de boom bedraagt 80%. Voor 80% van de metingen zal dit model dus een juiste voorspelling maken van de aanwezigheid van beekprik op basis van kennis over de nitrietconcentratie en de zuurtegraad. Nitraat, conductiviteit en orthofosfaat zijn minder goede voorspellers voor de aanwezigheid van beekprik en werden uit het model verwijderd.

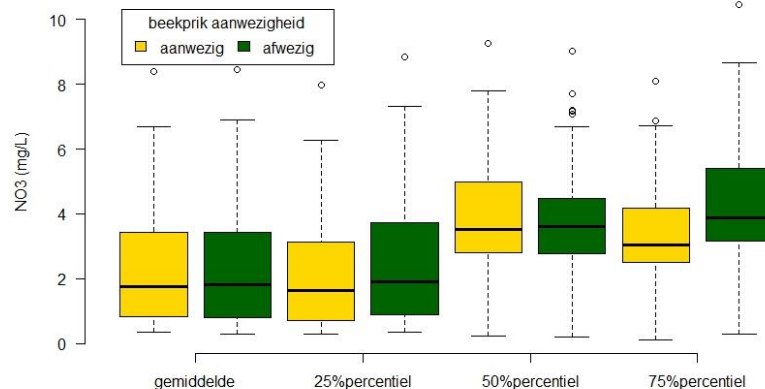
V10 Nitraat ($\text{N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$)

De evaluatie van deze variabele dient te gebeuren aan de hand van gegevens over een langere periode, bijvoorbeeld één of meerdere zomerperiodes om en rond het jaar waarin de beekprikmeting gebeurde. Daarbij wordt best minimaal 1 keer per maand een meting gedaan (of gegevens verzameld uit datasets). Voor deze maandwaarden (best zomermaanden) moet voor de evaluatiemethode specifiek het 75% percentiel geëvalueerd worden. Daarnaast is het goed ook het gemiddelde en de maximum waarden te evalueren en te toetsen aan de literatuur kennis die o.a. hier meegedeeld wordt.

De nitraatwaarden die Seeuws (1996) rapporteert uit de literatuur zijn een minimum van $0,8 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$, een gemiddelde van $3,36 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ en een maximum van $13,70 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$. Zelf mat hij in de Vlaamse waterlopen $< 0,05$; $2,80$ en $13 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectievelijk. Hetgeen Seeuws rapporteert komt goed overeen met onze eigen waarnemingen (Figuur 120, Figuur 121). Ook wij vinden gemiddelde waarden tussen 0 en $5 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ en de hoogste 75% percentielwaarden liggen rond de $10 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$. Het is opvallend in de resultaten van onze dataset-analyse dat in waterlopen waar beekprik afwezig is, de waarden een hogere spreiding hebben richting waarden $> 10 \text{ mg/l}$, terwijl dergelijke waarden niet voorkomen in waterlopen waar beekprik aanwezig is. De nitraatconcentratie komt niet voor in de classificatieboom (Figuur 119), die opgesteld werd o.b.v. NO_2 , NO_3 , oPO_4 , pH en EC20. Dat wijst er op dat pH en nitriet beter zouden discrimineren tussen wel of geen beekprik aanwezigheid. Omdat nitraat niet gecorreleerd was met nitriet, en omdat deze o.b.v. de random forests analyse ook naar voor kwam als één van de belangrijkste waterkwaliteitsvariabelen, hebben we er toch voor gekozen om deze variabele in de evaluatiemethode op te nemen.



Figuur 120 De evolutie van de nitraatconcentratie ($\text{mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$) in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).



Figuur 121 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de nitraatconcentratie ($\text{mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$) over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 120 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

$GI = 0$ voor een 75% percentiel van de nitraatconcentratie van $> 8 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$

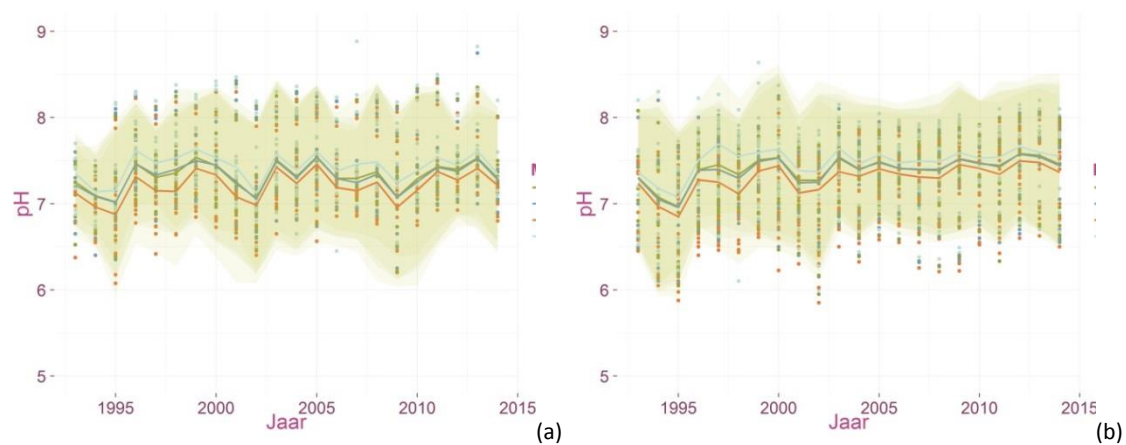
$GI = 0,5$ voor een 75% percentiel van de nitraatconcentratie van $5-8 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$

$GI = 1$ voor een 75% percentiel van de nitraatconcentratie $\leq 5 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$

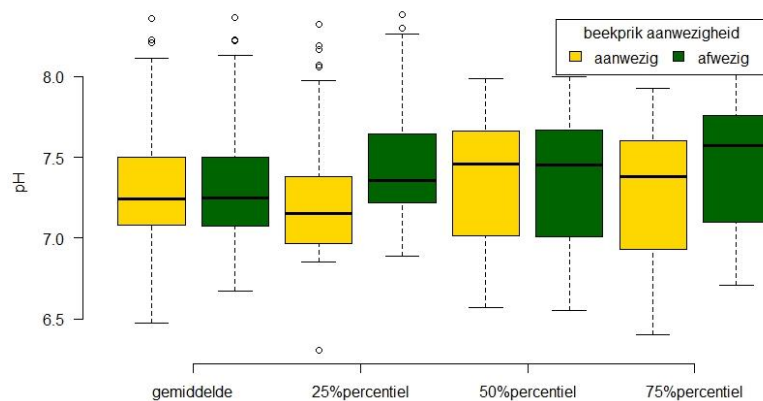
V11 pH

De evaluatie van deze variabele dient te gebeuren aan de hand van gegevens over een langere periode, bijvoorbeeld één of meerdere zomerperiodes om en rond het jaar waarin de beekprikmeting gebeurde. Daarbij wordt best minimaal 1 keer per maand een meting gedaan (of gegevens verzameld uit datasets). Voor deze maandwaarden (best zomermaanden) moet voor de evaluatiemethode specifiek het gemiddelde geëvalueerd worden. Daarnaast is het goed ook de minimum en maximum waarden te evalueren en te toetsen aan de literatuur kennis die o.a. hier meegedeeld wordt.

De pH waarden die Seeuws (1996) rapporteert uit de literatuur zijn een minimum van 5,4, een gemiddelde van 7,09 en een maximum van 8,8. Zelf mat hij in de Vlaamse waterlopen 4,95; 6,93 en 9,35, respectievelijk. Hetgeen Seeuws rapporteert ligt in dit geval iets lager dan onze waarnemingen (Figuur 122, Figuur 123). De percentielen en het gemiddelde liggen in Figuur 122a op en boven pH 7. De pH waarden van waterlopen met versus zonder beekprik verschillen nauwelijks. Het is dus wel goed mogelijk dat deze variabele in de evaluatiemethode weinig onderscheid zal maken tussen geschikte en niet-geschikte locaties en mogelijks is de evaluatie van deze variabele daardoor overbodig. In Goodwin et al. (2008) werd de pH wel degelijk als sterkst discriminerende variabele gevonden. De kritische waarden die ze daar voor pH bepaalden was 8,16. In hun geval was dit de waarde die voor de beste split in de abundantie van beekpriklarven zorgde. Deze lijkt ons voor de situatie in Vlaanderen aan de hoge kant. In de classificatieboom kwam pH wel als variabele voor, en de waarde die daar discrimineert tussen wel of geen beekprik bedraagt 6,3. Hier stellen we daarom ook deze waarde in als kritische benedenwaarde voor pH.



Figuur 122 De evolutie van de pH in Vlaamse waterlopen waar beekprik voorkomt (a) versus Vlaamse waterlopen waar beekprik uitgestorven is (b) van 1993 tot 2015 (oranje lijn: gem. 25%-percentiel, groene lijn: gem. 50%-percentiel, licht blauwe lijn: gem. 75%-percentiel, gearceerde zones: 95% van de waarnemingen).



Figuur 123 De gemiddelde gemiddeldes en percentielen van de pH over de jaren 1993 tot 2015 voor waterlopen waar beekprik voorkomt en waterlopen waar beekprik uitgestorven is in Vlaanderen. In tegenstelling tot Figuur 122 zijn deze enkel gebaseerd op de zomerhalfjaargegevens, maar wel van dezelfde meetplaatsen en jaren.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0 voor een gemiddelde pH < 6,3

GI = 1 voor een gemiddelde pH ≥ 6,3

V12 tot en met V19

De variabelen voor de component hydromorfologie in stadium 3 van de evaluatiemethode zijn alle variabelen waarvan enerzijds aan de hand van de random forest analyse, anderzijds aan de hand van de literatuur gekend is hoe ze er doorgaans uitzien in habitat waar beekprik aanwezig is, zonder dat hun exacte één op één relatie met beekprik precies gekend is en zonder dat hun onderlinge relatie in het effect op beekprik gekend is. De variabelen worden daarom kort besproken met betrekking tot de keuze van de GI's. Ze zijn bedoeld om een verdere inschatting van de habitatgeschiktheid voor beekprik te verfijnen en eventueel het onderscheid te maken tussen heel geschikte locaties (alle variabelen treden op zoals gekend dat het geschikt is voor beekprik), versus matige

locaties (geen van deze variabelen is echt heel geschikt). Daarom worden de GI's enkel ingesteld op 0,5 en 1, en niet op compleet ongeschikt (0), behalve voor de waterdiepte.

Voor het verzamelen van de gegevens van deze variabelen is het, indien mogelijk, wenselijk om meer dan een stretch van 100 m te evalueren (bv 500 m). De evaluatie dient, op de waterdiepte en dikte van de sliblaag na, visueel te gebeuren van op de kant. De dikte van de sliblaag en de waterdiepte worden op dezelfde meetpunten binnen een stretch van 100 m opgemeten als de stroomsnelheid. De visuele waarneming en notitie van de toestand kan op dezelfde manier gebeuren als dit voor de HYDMO databank van VMM gebeurt. Voor een juist beeld van de waterdiepte geldt opnieuw dat deze best bij basisdebiet opgemeten wordt. Om dit te kunnen evalueren kan best het debiet ook gemeten worden op de dag van de meting van de waterdiepte. Het debiet kan namelijk sterk verschillen i.f.v. het seizoen en de regenval.

V12 gemiddelde diepte

Beekprikken worden steeds in ondiepe delen van de waterloop gevonden. De ingegraven larven vertonen een voorkeur voor een waterdiepte van 5-10 cm, met een bovengrens bij 50 cm. Paaierende beekprikken vindt men in water met een diepte van 5-60 cm (Seeuws, 1996).

Volgens Semmekrot (1993) worden beekprikken waargenomen op dieptes van circa 0 tot 40 cm. De minimum diepte is 3 cm. Bij een diepte van 8 tot 22 cm komen de meeste beekprikken voor en in water dieper dan 30 cm worden nauwelijks beekprikken aangetroffen.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0 voor een gemiddelde waterdiepte van < 3 cm en > 50 cm voor larven en > 3 cm en > 60 cm voor adulten

GI = 0,5 voor een gemiddelde waterdiepte van 3-5 cm en 22-60 cm

GI = 1 voor een gemiddelde waterdiepte van 5-22 cm voor larven

V13 dood hout

De aanwezigheid van dood hout zorgt voornamelijk voor meer structuurvariatie in de waterloop. Enerzijds kan het dienen als een sedimentvang waar stromingsluwe zones gecreëerd worden door dode takken en stammen. Anderzijds kan het plaatselijk kleine stroomversnellingen veroorzaken waardoor stenig substraat dagzoomt. Bovendien betekent dit een hoger gehalte aan organisch materiaal en tegelijk een schuilplaats tegen te sterke stromingen/hoge (piek)debieten.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0,5 wanneer dood hout onder de vorm van takken en twijgen volledig afwezig is

GI = 1 wanneer dood hout onder de vorm van twijgen, takken of stammen aanwezig is

V14 dikte sliblaag

Goodwin et al. (2008) vonden in hun data-gebaseerde analyse een redelijk belang van sedimentdiepte (dikte van de sliblaag) voor de discriminatie in abundanties van beekprik op microschaal. De cut-off waarde die ze vonden op basis van hun classificatieboom met enkel sedimentdiepte, bedroeg 11,6 cm, met een hogere abundantie aan larven boven deze waarde.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0,5 wanneer de sedimentdikte of dikte van de sliblaag < 11,6 cm

GI = 1 wanneer de sedimentdikte of dikte van de sliblaag > 11,6 cm

V15 aanwezigheid waterplanten

Beekprikken komen voornamelijk voor op plaatsen met weinig tot geringe begroeiing door waterplanten. Dit komt deels door de stroomsnelheden waarbij ze voorkomen (eerder geen waterplanten), maar de aanwezigheid van de planten zou wel sedimentvang bevorderen en zo geschikt substraat bezorgen voor de beekpriklarven.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0,5 voor een dense onderwaterbegroeiing

GI = 1 voor een geringe onderwaterbegroeiing

V16 beschaduwning

De graad van beschaduwning is een variabele waar controverse over bestaat en waar tot vandaag nog geen duidelijk effect voor gevonden is. Enkele auteurs stellen vast dat beekprik geregeld in de schaduw van bruggen en andere obstakels voorkomt, en ook op locaties uit de volle zon. Andere auteurs namen dan weer beekprikken waar op locaties in volle zon. De graad van beschaduwning zou wel een rol spelen in de nestkeuze, waarbij toch enige beschaduwning nodig zou zijn om en rond de paailocaties.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0, 5 bij volledige afwezigheid van schaduw

GI = 1 bij aanwezigheid van minimaal een beetje schaduw

V17 sedimentbanken

Indien sedimentbanken aanwezig zijn in de rivier, meestal onder de vorm van side- en point bars dan is dat voordelig voor beekprik omdat dit potentieel geschikt larvaal habitat kan zijn of worden. De aanwezigheid van sedimentbanken wijst vaak ook op een relatief natuurlijke loop door meandering of micromeandering.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0,5 bij volledige afwezigheid van sedimentbanken

GI = 1 bij aanwezigheid van sedimentbanken, vanaf 1 sedimentbank op 100 m

V18 meandering en stromingsvariatie

Hoe groter de natuurlijke variatie in de waterloop, des te geschikter voor beekprik. Een meanderend verloop van de beek, met eventueel aanwezigheid van micromeandering, maar zeker met het optreden van een stroomkuilenpatroon is geschikt voor beekprik. Een dergelijke loop van de stroom voorziet namelijk zowel in stromingsluwe gedeeltes, waar sediment zoals fijn zand voor het larvaal habitat kan worden afgezet, als in sterk stromende stukken rivier, waar grof sediment zoals kiezels kan dagzomen wanneer het in de bodem aanwezig is.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

GI = 0,5 bij complete afwezigheid van meandering en stromingsvariatie

GI = 1 bij aanwezigheid van meandering en de aanwezigheid van stromingsvariatie onder de vorm van een stroomkuilenpatroon.

V19 extensief landgebruik

Beekprik is vermoedelijk gebaat met een extensief landgebruik op de oevers, omdat op die manier de nefaste gevolgen van overmatig sedimenttransport door erosie, instroom van nutriënten en pesticiden tot een minimum herleid worden.

Keuze kritische waarden voor de evaluatiemethode Vlaanderen op basis van bovenstaande informatie:

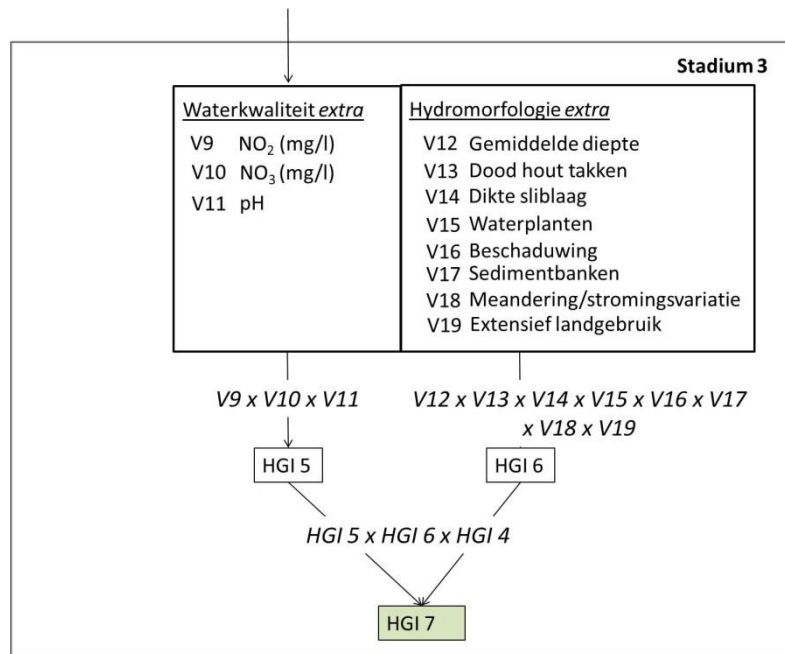
GI = 0,5 bij intensief landgebruik op de oevers (intensieve landbouw, bebouwing etc.)

GI = 1 bij extensief landgebruik op de oevers.

Berekening HGI 5, 6 en 7

Voor de berekening van de uiteindelijke geschiktheid voor de geëvalueerde locatie, worden de waarden van HGI 5 en 6 vermenigvuldigd. Als de nutriëntenbelasting dus toch nog te hoog is op basis van de nitraat en nitrietwaarden,

dan kan dit nog een behoorlijke invloed hebben op de totale HGI, maar deze kan niet meer tot 0 herleid worden, tenzij de waterdiepte compleet ongeschikt is. Voor de berekening van respectievelijk HGI 5 en HGI 6 worden de variabelen van deze componenten eveneens gewoon met elkaar vermenigvuldigd. In principe is een onderscheid tussen HGI 5 en HGI 6 dus niet nodig, maar het laat wel even toe om de componenten waterkwaliteit en hydromorfologie in dit stadium van de evaluatie apart te beoordelen.



Figuur 124 Schematische voorstelling van de berekening van de algemene habitatgeschiktheidsindex (HGI) voor de geëvalueerde locatie (HGI 7) op basis van de HGI's voor waterkwaliteit (HGI 5) en hydromorfologie (HGI 6), en de berekening van HGI 5 en 6 op basis van drie waterkwaliteitsvariabelen en 8 hydromorfologische variabelen, respectievelijk.

Keuze van de variabelen voor de opbouw van stadium 3

De keuze voor de variabelen onder dit stadium berust gedeeltelijk op expertkennis en literatuur, en gedeeltelijk op data-analyse van de datasets uit deze studie.

Het effect van deze variabelen op het voorkomen van beekprik (één op één) wordt verwacht minder sterk te zijn, en ook minder duidelijk dan de effecten van de variabelen in stadium 2 en 3. Ook hun onderlinge relatie in het effect op de totale geschiktheid is minder duidelijk en zelden tot nooit onderzocht. Hier werd dit wel onderzocht voor de waterkwaliteitsvariabelen en hydromorfologische variabelen apart.

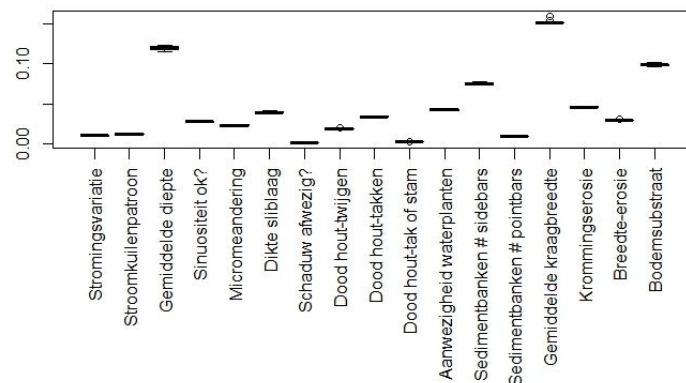
De analyse op basis van de random forests van de waterkwaliteitsvariabelen wees uit dat, hoewel de impact van de waterkwaliteitsvariabelen op het voorkomen van beekprik algemeen zeer laag was, er toch een klein relatief verschil aanwezig was tussen de variabelen. Daarbij kwamen nitriet en nitraat naar voor als de meest discriminerende variabelen voor de aan- of afwezigheid van beekprik (Figuur 115). pH kwam eruit als minder belangrijk dan de conductiviteit en het gehalte aan oPO₄. Dit kan echter een gevolg zijn van het minder optreden van de extreme waarden van de pH die lethaal zijn voor beekprik. We hebben pH toch geselecteerd omdat deze in de studie van Goodwin et al. (2008) naar voor kwam als de variabele met de grootste impact op regionale schaal. Hoewel men zou verwachten dat nitriet en nitraat sterk met elkaar gecorreleerd zijn, bleek dit in onze analyse van collineariteit tussen de waterkwaliteitsvariabelen niet het geval te zijn. Zoals eerder vermeld werd van volgende variabelen werd de collineariteit getest: O₂, O₂ verzadiging, BZV5, T, EC20, pH, NO₂, NO₃, NH₄ en oPO₄. Uit de analyse bleek (waarden van de variance inflation factor niet weergegeven hier) dat zuurstofconcentratie of

verzadiging en ammoniumconcentratie verwijderd moesten worden om geen collineariteit te hebben tussen de variabelen. Nitraat en nitriet zijn dus onderling niet gecorreleerd in hun effect op de aanwezigheid van beekprik.

Ook de hydromorfologische variabelen werden getest op hun belang voor het discrimineren tussen aan- en afwezigheid van beekprik a.d.h.v. random forests (Figuur 125). Net zoals bij de analyse van de waterkwaliteitsgegevens bleek dat de impact van de variabelen onderling zeer weinig verschilt en dat algemeen deze variabelen ook slechts een zeer laag discriminerend effect hebben op het al of niet voorkomen van beekprik. In tegenstelling tot de waterkwaliteit, komt dit in dit geval vermoedelijk eerder uit een te lage kwaliteit van de dataset voor deze oefening. Vermoedelijk zijn de opmetingen van sommige omgevingsvariabelen te ruw, voor gebruik in de hier beoogde analyses. Bovendien was de dataset met hydromorfologie na koppeling aan beekprik minder representatief dan deze voor de waterkwaliteit, door het ontbreken van informatie voor verschillende meetplaatsen in beekprikwaterlopen.

De uitkomst van het random forest (Figuur 125) werd wel deels meegenomen in de keuze van de variabelen voor de hydromorfologische component van stadium 3. De variabelen die het meeste impact hebben en ook op basis van onze expertkennis relevant zijn voor beekprik, zijn daarbij geselecteerd geweest. Deze zijn (van meer naar minder belangrijk): het bodemsubstraat, de gemiddelde diepte, het aantal sedimentbanken, de aanwezigheid van waterplanten, de dikte van de sliblaag en de aanwezigheid van dood hout (Figuur 125).

Deze variabelen werden op basis van expertkennis nog aangevuld met beschaduwing, meandering/stroomkuilenpatroon en extensief landgebruik op de oevers.



Figuur 125 De gemiddelde vermindering in de accurateid (%) van de nodes in alle 5000 gepermuteerde beslissingsbomen van het random forest bij het weglaten van de variabelen op een node vermeld op de x-as. Hoe groter de vermindering in de accurateid van de node (eigenlijk splitsing) van de boom door het weglaten van de betreffende variabele, des te groter het belang van deze variabele in het discrimineren tussen aan- en afwezigheid van beekprik.

3.5.6 Bespreking

Kwaliteit datasets

De evaluatiemethode werd opgebouwd aan de hand van expert/literatuur kennis enerzijds, en data-gebaseerde analyses voor Vlaamse data anderzijds. Voor de data-analyse gebruikten we twee datasets, één dataset met waterkwaliteitsgegevens gekoppeld aan een aan- of afwezigheidsgegeven voor beekprik, en één dataset met hydromorfologievariabelen gekoppeld aan een aan- of afwezigheidsgegeven voor beekprik. De gegevens betreffen meerdere meetlocaties in Vlaanderen over meerdere jaren (1993-2015 en 2000-2015) en zijn op die manier redelijk uniek en uitgebreid. De datasets voor waterkwaliteit en hydromorfologie werden niet samengevoegd om een

totaal-analyse van alle variabelen te maken. De datasets verschillen onderling in hun kwaliteit en een samenvoegen van beiden zou een kwaliteitsvermindering betekenen van de totale dataset.

De kwaliteit van een dataset voor een data-gedreven analyse hangt af van de representativiteit van de dataset voor de werkelijkheid (is de dataset een voldoende goede/juiste steekproef?). Dat hangt van een aantal factoren af. Enerzijds hangt dit af van het aantal metingen in de dataset en de spreiding van deze metingen in tijd en ruimte. Zijn er genoeg metingen om de werkelijkheid juist voor te stellen en zijn deze gelegen op locaties en verzameld op tijdstippen die representatief zijn voor het onderzochte fenomeen? Anderzijds hangt dit af van de variabelen die in de dataset vervat zitten en de accuraatheid en precisie waarmee deze variabelen opgemeten werden.

De dataset voor waterkwaliteit scoort naar onze mening op alle aspecten behoorlijk goed en wordt als een goede representatie gezien van de toestand van de waterkwaliteit op meetplaatsen waar beekprik al of niet aangetroffen werd.

De dataset voor hydromorfologie scoort op alle vlakken slechter, waardoor het moeilijk is om relevante resultaten te bereiken met een data-gedreven analyse van deze dataset. Hieronder bespreken we kort enkele van de tekortkomingen.

Niet voor alle beekprik meetplaatsen zijn er hydromorfologische gegevens beschikbaar. Enkele zeer representatieve bovenlopen waar grote populaties aan beekprik zitten, verdwijnen zo uit de dataset en uit de analyse. Dit heeft ook gevolgen voor het totaal aantal gegevens die in de dataset achterblijven, alhoewel dat laatste in dit geval niet problematisch was. Daarnaast ontbraken er tot nu vermoedelijk nog enkele belangrijke variabelen in deze dataset, zoals een variabele die een indicatie geeft van de toegankelijkheid van een meetplaats voor beekprik (vb. aantal migratiebarrières per 3 km). Ook informatie over de stroomsnelheid ontbrak nog en meer gedetailleerde informatie over het substraat, zoals de korrelgrootteverdeling, het gehalte aan organisch materiaal en de dikte van het sediment. Een aanwezigheid van deze variabelen in de dataset had mogelijk meer relevante classificatiebomen voor hydromorfologie opgeleverd. De bomen die nu gemaakt werden (niet gerapporteerd) waren wel betrouwbaar, maar (indien alle hydromorfologische variabelen gebruikt werden voor de ontwikkeling van de boom) niet ecologisch relevant. Dat komt verder zeker ook door de manier waarop de variabelen werden opgemeten en ingedeeld in klassen. De manier van opmeten voor de HYDMO databank van VMM is mogelijk te ruw voor een goede data-gedreven analyse van de hydromorfologiedataset in Vlaanderen. Voor een beperkte set aan variabelen konden wel betrouwbare, relevante bomen opgesteld worden. Deze zijn uiteindelijk niet gerapporteerd omdat voor hydromorfologie meer expertkennis gebaseerd gewerkt is voor het opstellen van de evaluatiemethode. Ook de verkennende grafieken die per hydromorfologie variabele een overzicht gaf van de toestand in waterlopen met versus zonder beekprik werden uiteindelijk niet gerapporteerd omdat ze weinig tot niet discrimineerden tussen wel en geen beekprik.

Betrouwbaarheid methode

De evaluatiemethode is voor een groot stuk gebaseerd op expert/literatuurkennis. De betrouwbaarheid van de gehele methode wordt daarom in hoge mate bepaald door de juistheid van deze gegevens. Toetsing aan de praktijk kan eventuele onvolkomenheden van de methode aan het licht brengen. Deze kunnen dan gewijzigd worden of het model kan uitgebreid of vereenvoudigd worden.

De delen van de methode die gebaseerd zijn op data, bereiken een gekende en in dit geval een relatief hoge betrouwbaarheid. De ontwikkelde classificatiebomen waren telkens meer dan voldoende betrouwbaarheid (> 80%, terwijl de kritische grens om een model als onbetrouwbaar te beschouwen op 75% ligt). De modellen waren echter niet altijd ecologisch relevant. Los van de betrouwbaarheid dienen modellen ook ecologisch relevant en toepasbaar te zijn. Dat zijn twee aspecten die los staan van de exacte (wiskundige) betrouwbaarheid van het model.

De ontwikkelde methode werd nog niet gevalideerd met andere gegevens in Vlaanderen of gegevens in het buitenland. De toepassing van de methode in Vlaanderen, op plaatsen waarvan geen gegevens gebruikt werden voor de ontwikkeling van de methode, is op zich ook een eerste validatie wanneer de aanwezigheid van beekprik

geëvalueerd zou worden. Dit zou voor enkele locaties kunnen toegepast worden om de methode nog enigszins te kunnen bijsturen als blijkt dat er foute habitatgeschiktheden voorspeld worden.

Toepasbaarheid methode

Bij de ontwikkeling van de methode werd rekening gehouden met de beschikbaarheid van de te evalueren gegevens. Daarnaast is het door dit type van berekening van de uiteindelijke habitatgeschiktheid mogelijk om bepaalde variabelen uit de methode weg te laten wanneer het onmogelijk is om hier gegevens van te verzamelen. De opbouw in drie stadia laat ook toe om het model drastisch te vereenvoudigen indien dit zou gewenst zijn, en indien na validatie blijkt dat dit ook betrouwbaar is om een inschatting te maken van het wel of niet voorkomen van beekprik.

De methode zal in het volgende jaar toegepast worden in Vlaanderen. De meetplaatsen waar het model zal toegepast worden zijn nog niet gekend en de gegevens hiervoor zijn nog niet verzameld. In 2016 zullen deze trajecten onderzocht worden aan de hand van veldmetingen.

3.5.7 Bijlage

3.5.7.1 *Methode tussentijds verslag 2015*

3.5.7.1.1 Beekprikdata

De informatie die in sectie 2.6.3.1 van het rapport van 2014 (Vught et al. 2015) werd meegedeeld, wordt hieronder overgenomen en aangevuld met nieuwe informatie over de verspreiding en de toestand van beekprik in Vlaanderen.

De nieuwe gegevens komen voort uit de volgende afvissingscampagnes (datasets):

- Afvissing van de Dalemansloop en het Loeijens Neetje (met 1 locatie in de Kleine Nete) door het Centrum voor Milieukunde (UHasselt; Alain De Voght) in opdracht van de provincie Antwerpen.
- Afvissing van de Warmbeek door het INBO in opdracht van de VMM.
- Afvissing van de Grote Nete en de Ilse door het INBO in het kader van dit onderzoeksprogramma.
- Afvissing van de Sassegembeek, de Terkleppebeek en de Verrebeek door ANB (Alain Dillen) en het Provinciaal Centrum voor Milieuonderzoek Oost-Vlaanderen (Pieter Boets)
- Afvissing van de Grote Nete en de Kleine Hoofdgracht door ATKB in opdracht van de provincie Antwerpen binnen het LIFE project De Most-Keiheuvel.
- De afvissingen in het kader van het verdichtingsmeetnet voor de habitatrichtlijnsoorten van INBO.
- De staalnamepunten uit de dataset van ANB, die nog niet in de VIS databank vervat zaten.

De resultaten van de afvissingen binnen het KRW meetnet zoetwatervis 2015 (INBO; www.vis.milieuinfo.be) zijn nog niet in de dataset opgenomen waarmee de verdere analyses uitgevoerd werden.

De gerapporteerde verspreiding van beekprik is behalve op bovenstaande datasets gebaseerd op de datasets vermeld in Tabel 28 (zie ook rapport 2014; Vught et al. 2015). De gegevens uit deze afvissingscampagnes die gebruikt worden voor een update van de historische en huidige verspreiding van beekprik, betreffen allemaal elektrische afvissingen. De meeste van deze elektrische afvissingen zijn niet specifiek gericht op beekprik. Gezien beekpriklarven na één passage met de anode vaak nog in het slib zitten, zijn deze afvisgegevens vaak onvoldoende voor een goede schatting van de densiteit. De gegevens zijn enkel geschikt voor een evaluatie van de aanwezigheid van beekprik. De gegevens van het verdichtingsmeetnet van INBO, naast enkele anderen, zijn hierop een uitzondering. Deze afvissingen gebeuren specifiek in het kader van een evaluatie van het areaal van beekprik. Er worden depletiebevissingen uitgevoerd, waarbij tot 3 keer een traject van gekende lengte (meestal 200 m) elektrisch wordt afgevisd. De tweede en derde afvissing brengen vaak meer beekpriklarven naar boven, omdat deze dan volledig uit het slib vrijkomen. De resultaten van het verdichtingsmeetnet laten daarom wel toe om een correcte inschatting te maken van de densiteit van beekprik en de afwezigheid van beekprik, naast zijn aanwezigheid.

Het verdichtingsmeetnet en het meetnet zoetwatervis zijn datasets die continu aangevuld worden met nieuwe gegevens, omdat deze afvissingen gebeuren in het kader van de Europese Kaderrichtlijn Water. Om de resultaten van deze meetnetten en gegevens van nieuwe afvissingen (vb. in het kader van soortherstelprojecten e.d.) snel te kunnen toevoegen aan de huidige dataset voor beekprikverspreiding in Vlaanderen, worden alle gegevens automatisch ingevoerd en per kolom aan elkaar gelinkt in de software R.

De actuele dataset met beekprikgegevens, die uiteindelijk gekoppeld werd aan de beschikbare omgevingsvariabelen, bevat informatie over 3851 staalnames, verspreid over heel Vlaanderen sinds 1989. Een groot deel van deze data zijn echter niet-informatieve beekprik-afwezigheden. Dit zijn afwezigheden op plaatsen waar we beekprik ook helemaal niet verwachten en waar hij vermoedelijk historisch ook nooit voorkwam. Deze gegevens zijn in de oorspronkelijke dataset aanwezig, omdat deze mede opgebouwd wordt o.b.v. de gegevens uit het referentiemeetnet zoetwatervis van INBO. Het heeft geen zin en is zelfs foutief om op basis van deze afwezigheden een beoordelingsmethode voor beekprik op te stellen. Om deze gegevens uit de dataset te verwijderen moeten we een selectie maken van waterlopen waarvoor een beekprik-afwezigheid wel informatief is.

Momenteel kozen we er voor om enkel die waterlopen te selecteren waarvoor de status van beekprik bekend is (Tabel 29). Zo komen we uiteindelijk tot een beekprikdataset die 952 staalnames bevat van 47 waterlopen. In 28 van deze waterlopen komt beekprik voor en de kennis over deze aanwezigheid is gebaseerd op 147 staalnames van eind jaren tachtig tot heden (2015). In 17 van de 47 waterlopen werd geen beekprik meer waargenomen sinds eind jaren tachtig of begin jaren negentig (Tabel 27). Van de 805 staalnames waarbij geen beekprik geobserveerd werd zijn er enkele gelegen in waterlopen waar beekprik tijdens andere metingen wel geobserveerd werd. Het betreft specifiek 23 waterlopen waar beekprik aanwezig is, maar niet tijdens elke meting geobserveerd werd (Tabel 27).

Tabel 27 Overzicht van de inhoud van de datasets voor beekprik aan- en afwezigheid in Vlaanderen van 1989 tot oktober 2015.

Dataset	# staalnames*	# Waterlopen	# aanwezigheden beekprik <i>per</i> <i>staalname</i> (per waterloop)	# afwezigheden beekprik <i>per</i> <i>staalname</i> (per waterloop)
Totale beekprikdataset o.b.v. de verschillende afvissingsdatasets	4165	520	260 (42)	3905 (510, waarvan 32 waar beekprik bij sommige metingen wel geobserveerd werd)
Beekprikdataset na selectie beekprikwaterlopen	952	45	147 (28)	805 (40, waarvan 23 waar beekprik bij sommige metingen wel geobserveerd werd en 17 waar hij sinds lang niet meer geobserveerd wordt)

*) Waarbij 1 staalname gedefinieerd wordt als een unieke locatie (XY coördinaat) op een specifiek tijdstip (datum).

De lijst van 45 waterlopen waarvoor de aan- en afwezigheid van beekprik geselecteerd werd (Tabel 27), zijn:

Abeek, Achterste Neet, Asbeek, Bezoensbeek, Breyloop, Bullenbeek, Busselziep, Dalemansloop, De Vliet, Desselse Neet, Dijle, Dommel, Dorenbosbeek, Gielisbeek, Grote Nete, Hanskensloop, Heiloo, Holvenloop, Itterbeek, Jabbeekse Beek, Kapittelbeek, Kleine Hoofdgracht, Kleine Nete, Krombeek, Laambeek, Loeijens Neetje, Maas, Molenbeek, Sassegembeek, Schaagterziep, Steenputbeek, Verrebeek, Voer, Voorste Neet, Warmbeek, Wijshagerbeek, Zeeplou, Ziepebeek, Zusterkloosterbeek, Zutendaalbeek, Zwalmbeek, Zwarte Neet, Zwartebeek.

De Vellerloop en de Oude beek zijn twee waterlopen die uiteindelijk niet in de dataset voor aan- en afwezigheid van beekprik voorkomen. De Vellerloop is een klein stukje beek naast de Abeek en de gegevens zitten vermoedelijk vervat onder Abeek.

De 28 waterlopen waar beekprik aanwezig is/was in de periode 1989-oktober 2015 zijn:

Abeek, Asbeek, Bezoensbeek, De Vliet, Desselse Neet, Dorenbosbeek, Grote Nete, Heiloo, Itterbeek, Kapittelbeek, Kleine Hoofdgracht, Kleine Nete, Krombeek, Laambeek, Molenbeek, Munsterbeek, Sassegembeek, Schaagterziep, Steenputbeek, Verrebeek, Voer, Warmbeek, Wijshagerbeek, Zeeploop, Ziepbeek, Zutendaalbeek, Zwarte Neet en Zwartebeek.

Tabel 28 Overzicht van de datasets die geraadpleegd werden voor de actualisatie van de historische en huidige verspreiding van beekprik in Vlaanderen (bron: Vught et al. 2015).

Organisatie	Dataset	Info dataset
ANB	Dataset aanwezigheid beekprik tussen 1989 en 2012	Inclusief afvissingen van de Universiteit Antwerpen tussen 1989 en 1996
ANB	Visinventarisaties van de visserijbiologen	data opgenomen in het Vis Informatie Systeem (www.vis.milieuinfo.be).
INBO	Visinventarisaties voor 2000	2402 staalnamepunten in grote en kleine waterlopen, stilstaande waterlichamen en kanalen voor 2000. Data opgenomen in het Vis Informatie Systeem (www.vis.milieuinfo.be).
INBO	Basismeetnet zoetwatervis	900 staalnamepunten in grote en kleine waterlopen, stilstaande waterlichamen en kanalen tussen 2000 en 2013. Data opgenomen in het Vis Informatie Systeem (www.vis.milieuinfo.be).
INBO	Referentiemeetnet zoetwatervis	400 staalnamepunten in grote en kleine waterlopen, stilstaande waterlichamen en kanalen vanaf 2013. Data opgenomen in het Vis Informatie Systeem (www.vis.milieuinfo.be).
INBO	Inventarisatie in het kader van het trekvisserijproject	Elektrische bevissing van verschillende Vlaamse waterlopen (https://www.inbo.be/nl/publicatie/onderzoek-naar-de-trekvissoorten-het-schelde-estuarium)
INBO	Inventarisaties in het kader van de soortherstelprogramma's voor kopvoorn, serpeling en kwabaal	Zie o.a. eerder in dit rapport
INBO	Inventarisaties in het kader van de evaluatie van visdoorgangen	Elektrische bevissing in de Abeek, Mark, Marke, Weerij en Zwalm van 2004 tot en met 2010.
INBO	Inventarisaties van de Kleine en Grote Nete m.b.v. depletiebevissing	Elektrische (depletie) bevissingen in de Kleine en Grote Nete in 1989, 1990, 1992 en 1996.

Provincie Limburg	Beekprikinventarisaties in 2013 en 2014	Data verzameld door Thierry Gaethofs.
-------------------	---	---------------------------------------

Aanvullend op de gerapporteerde historische (voor 1980) en actuele verspreiding van beekprik in 2014, rapporteren we hier waar beekprik tot oktober 2015 gevangen werd in Vlaanderen (Tabel 29 en Tabel 34).

Op basis van deze nieuwe info zijn er twee wijzigingen aan de toestand van de beekprikwaterlopen, zoals deze in het eindrapport van 2014 besproken werd. Zo geven de afvissingen in het Loeijens Neetje en de Dalemansloop aan dat beekprik met meer zekerheid afwezig is in deze waterlopen. Daarnaast werd zowel in 2014 als 2015 een afvissing gedaan in de Voer (Maasbekken) en werd daar geen beekprik waargenomen. Tijdens eerdere afvissingen in de Voer in 2010 werd wel nog beekprik waargenomen.

Tabel 29 Overzicht van het voorkomen van beekprik over verschillende tijdsperiodes in alle Vlaamse waterlopen waar ooit beekprik waargenomen werd tot oktober 2015 (X: aanwezigheid beekprik, zwart: afwezigheid beekprik, NG: geen afvissing, ?: onbekend).

	19 ^e eeuw	1901-1989	1989	1989-1996	1996-2014
Abeek	?	X	X	X	X
Achterste Neet	X	X	X		
Afloop van de Asbeek	?	NG	NG	NG	X
Arebeek	?	?	?	?	
Asbeek	?	X	X	X	X
Beek der zeven bronnen	?	?	?	?	
Bezoensbeek	?	X	X	X	X
Bosbeek	?	?	?	?	
Breilooop	?	X	X		NG
Bullenbeek	?	X	X	X	X
Busselziep	?	X	X		NG
Dalemansloop	?	X	X		
Demer	X	?	NG		
Desselse Neet	?	X	X	X	X
De Vliet	?	X	X	NG	NG
Dijle	X	?	NG		
Dommel	?	X			
Dorenbosbeek (Zwalmbeek)	?	X	X	X	NG
Gielisbeek	?	X	X	NG	X
Grote Nete	?	X	X	X	X
Gulp	?	?	?	?	
Hanskensloop (Asbeek; Netebekken)	?	X	NG	NG	X
Heilooop	?	?	?	?	
Holvense Beek	?	X	X		NG

IJse	?	?	?	?	
IJzer	?	?	?	?	
Itterbeek	?	X	X	X	X
Kapittelbeek	?	X	NG	X	X
Kleine Hoofdgracht	?	X	X	X	X
Kleine Nete	?	X	NG	NG	X
Kraaiwinkelbeek	?	?	?	?	
Krombeek	?	X	NG		X
Laambeek	?	X	NG	X	X
Loeijens Neetje	?	X		NG	
Maas	X	?	NG	NG	
Molenbeek	?	X	?	?	?
Molenbeek stroomaf Sassegembeek	?	?	X		X
Molenbeek stroomaf Terkleppebeek	?	?	NG	X	X
Munsterbeek	?	X	NG	X	X
Oude Beek	?	X	NG	X	NG
Reepdijk	?	?	?	?	
Sassegembeek	?	X	NG	NG	X
Schaagterziep	?	X	NG	NG	X
Scheibeek	?	?	?	?	
Scherpenbergloop	?	?	?	?	
Steenputbeek	?	X	X	X	X
Terkleppebeek	?	X	X	X	X
Vellerloop (Abeek)	?	X	NG	NG	X
Verrebeek	?	X	X	X	X
Voer (Maasbekken)	?	X	NG	X	X en afwezig in 2015

Voorste Neet	?	X		NG	NG
Walebeek	?	X	X		NG
Warmbeek	?	X	X		X
Wijshagerbeek	?	X	X	X	X
Witbeek	?	?	?	?	
Zeeploop	?	X	NG	NG	X
Ziepbeek	?	X	X	X	X
Zutendaalbeek	?	X	X	X	X
Zusterkloosterbeek	X	NG	NG	NG	
Zwarte Beek	?	X	X	X	X
Zwarte Neet	?	X	NG	NG	X
Zwartebeek	?	X	NG	NG	X

3.5.7.1.2 Omgevingsdata

Hier geven we een overzicht van de datasets die beschikbaar zijn voor Vlaanderen en die gegevens bevatten over de variabelen die we op basis van de literatuurstudie in Vught et al. (2015) selecteerden voor het ontwikkelen van een beoordelingsmethode. We geven ook aan in welke vorm deze gegevens beschikbaar zijn, omdat dit consequenties heeft voor de koppeling van de datasets (Tabel 30).

Tabel 30 Overzicht van de beschikbare datasets met gegevens over de hydromorfologie en/of waterkwaliteit van (enkele) Vlaamse waterlopen, en hoe deze datasets beschikbaar zijn.

Dataset	Vorm
Hydromorfologie gegevens	
Hydromorfologiedatabank VMM	Shapefile met EKC* hydromorfologie Excelfile in lang formaat (variabelen per rij en info verspreid over verschillende tabbladen)
Verdichtingsmeetnet INBO	Acces databank (hydromorfologische veldgegevens op evaluatielocaties beekprik)
Vlaams Hydrografische Atlas (VHA)	Shapefile met info over het verhang en de Huetzonering
Waterkwaliteitsgegevens	
Waterkwaliteitsdatabank VMM	Shapefile met locaties en ArcMap tool om online excelfile te downloaden Excelfiles in lang formaat voor de geselecteerde

	staalnamepunten uit ArcMap
--	----------------------------

*) EKC = Ecologische Kwaliteitsratio: dit is de beoordeling van de kwaliteit in het kader van de Europese Kaderrichtlijn Water

Databank waterkwaliteit van VMM

De waterkwaliteitsgegevens die voorhanden zijn binnen Vlaanderen zitten vervat in een zeer grote databank van VMM. Deze databank is online of via een specifiek daarvoor ontworpen tool in ArcMap (ArcGIS 10) raadpleegbaar. De gegevens van de geselecteerde staalnamepunten worden beschikbaar gesteld in lang formaat. Dit formaat bemoeilijkt de selectie van waterlopen op basis van de kenmerken per variabele. Daarom werd de exceltabel in de software R omgezet naar een tabel in breed formaat, waarbij de variabelen in kolommen komen te staan. Iedere rij in de dataset in het breed formaat komt overeen met één unieke staalname. Elke staalnamelocatie heeft een uniek ID binnen de waterkwaliteitsdataset van VMM. Dit unieke ID werd gebruikt voor de koppeling van de gegevens aan de beekprikgegevens.

Databank hydromorfologie van VMM (HYDMO)

De databank hydromorfologie van VMM is zeer uitgebreid en bevat informatie over een 90 tal variabelen voor (vermoedelijk) een 349 Vlaamse waterlopen (Tabel 31). De databank is beschikbaar in een zeer uitgebreide excelfile, in lang formaat. Dat betekent dat de opgemeten variabelen in rijen staan in plaats van kolommen. De gegevens zijn verdeeld over verschillende tabbladen. Iedere staalname (bepaalde locatie op een bepaald tijdstip) heeft een uniek nummer en ieder opgemeten traject ook. De verspreiding van de gegevens over verschillende tabbladen bemoeilijkt de selectie van waterlopen op basis van karaktereigenschappen (specifieke waarden per variabelen). Daarom werd dit excelbestand in de software R omgezet naar een tabel in breed formaat, waarbij de variabelen in kolommen komen te staan. Omdat de resultaten voor profieltype en landgebruik wel in kolommen stonden in de oorspronkelijke excelfile, werden 3 tabellen in breed formaat opgesteld. Eén tabel (diegene waar voorlopig mee verder gewerkt werd) bevat alle gegevens voor de 90 variabelen die in rijen gerangschikt waren, een andere tabel bevat het profieltype van ieder opgemeten waterlooptraject, en de derde tabel bevat het landgebruik per waterlooptraject. Geen van de drie tabellen in breed formaat bevatten coördinaten per traject. Deze coördinaten zitten vervat in een shapefile, die per coördinaat ook een trajectcode bevat. Door deze trajectcodes te koppelen kunnen de coördinaten aan de tabellen in breed formaat toegevoegd worden. Het resultaat van deze koppeling staat beschreven in sectie 3.5.7.1.3.

Het verdichtingsmeetnet (INBO)

Naast de hydromorfologiedatabank van VMM worden binnen het verdichtingsmeetnet voor beekprik van INBO ook hydromorfologische variabelen opgemeten. Specifiek worden 10 hydromorfologische en 5 waterkwaliteitsvariabelen (pH, conductiviteit, temperatuur, zuurstof en turbiditeit) opgemeten (Tabel 31). De eerste metingen binnen dit verdichtingsmeetnet werden verzameld in 2014. Er wordt telkens beekprik bemonsterd aan de hand van een depletiebevissing (zie boven). Na de depletiebevissing worden op dezelfde dag en dezelfde locaties de hydromorfologische en waterkwaliteitvariabelen opgemeten. Tot nu werden er 27 verschillende waterlopen bemonsterd (Tabel 31). Dit zijn volgende 27 waterlopen:

Abeek, Arebeek, Asbeek, Beek der Zeven Bronnen, Bosbeek, Dalemansloop, Grote Nete, Gulp, Heiloo, IJse, IJzer, Itterbeek, Kleine Nete, Kraaiwinkelbeek, Krombeek, Maas, Molenbeek, Reepdijk, Scheibeek, Scherpenbergloop, Steenputbeek, Verrebeek, Voer, Voorste Neet, Witbeek, Zwalmbeek en Zwartebeek. Hiervan zijn 13 waterlopen niet opgenomen in onze selectie van beekprikwaterlopen. Het betreft hier waterlopen waar beekprik nog niet aanwezig is, maar waar dit mogelijks in de toekomst wel kan, gezien de punten op 3 km of minder liggen van een locatie waar beekprik wel al geobserveerd werd.

Van de 27 waterlopen die tot nu in het verdichtingsmeetnet opgemeten werden, zijn er 9 opgenomen waar beekprik aanwezig is. In de dataset (excel) met hydromorfologiegegevens van VMM zijn er 15 van de 25 waterlopen opgenomen, waarin beekprik in Vlaanderen aanwezig is (of is geweest in de periode 1989-oktober 2015; Tabel 27).

3.5.7.1.3 Koppeling datasets

Om een beoordelingsmethode op te stellen voor beekprik willen we vertrekken van een dataset die voor verschillende beekprik aan- en afwezigheden gegevens bevat over de hydromorfologie en waterkwaliteit van de locatie waar beekprik al dan niet geobserveerd werd in de periode 1989-oktober 2015. Daarvoor moeten de datasets zodanig met elkaar gecombineerd worden dat de gegevens van de dichtsbijgelegen locaties in eenzelfde waterloop op dezelfde rij in de dataset komen.

Een dergelijke bewerking kan gebeuren in de ArcGIS software via een 'join' waarbij aangegeven wordt dat locaties binnen een vooraf ingestelde afstand met elkaar gecombineerd worden. Deze bewerking laat toe om grote datasets, die beschikbaar zijn in een shapefile, relatief snel aan elkaar te koppelen. De techniek bevat echter wel het nadeel dat gebruik gemaakt wordt van de euclidische afstand tussen punten zonder rekening te houden met de waterloop waarin de punten voorkomen. Daardoor worden soms foutief gegevens van twee locaties uit verschillende waterlopen samengevoegd, bijvoorbeeld wanneer deze waterlopen zeer dicht bij elkaar liggen. Een manuele controle van de koppeling in ArcGIS is dus steeds noodzakelijk, wat op schaal Vlaanderen een tijdrovend werk kan zijn. Omdat sommige datasets daarenboven doorheen de tijd geüpdate worden (nieuwe afvissingen, of nieuwe habitatopmetingen) is het na enige tijd dus nodig om nieuwe datakoppelingen uit te voeren en het manuele zoekwerk te herhalen. Het is daarom beter om de gegevens te koppelen op het niveau van de data zelf, bijvoorbeeld via een unieke ID per staalname of locatie, die in alle datasets voorkomt. Een dergelijke koppeling kan eenvoudig in de software R.

Het overzicht in Tabel 32 geeft echter weer dat er geen gemeenschappelijke code aanwezig is in de datasets die we voor de beoordelingsmethode voor beekprik willen koppelen. Wel zijn in de meeste datasets telkens (soms na koppeling met andere datasets) de waterloopnaam en de coördinaten beschikbaar per staalname. We gebruikten deze twee gegevens om de data uit de hydromorfologiedataset van VMM te koppelen aan de gegevens voor aan- of afwezigheid van beekprik. Specifiek wordt op basis van de coördinaten in R de euclidische afstand berekend tussen alle locaties van de ene dataset en alle locaties van de andere dataset binnen dezelfde waterloop. Nadien wordt voor iedere staalname in de beekprikdataset de lijn geselecteerd waarvoor de euclidische afstand tussen de locaties uit de beekprikdataset en de hydromorfologiedataset het kleinste is. Een staalname wordt gedefinieerd op basis van de locatie (de coördinaat van de locatie) en het jaartal waarin deze locatie bemonsterd werd. Er wordt dus van uitgegaan dat iedere locatie maar één keer per jaar afgevist werd, wat in werkelijkheid ook zo goed als altijd het geval is. Deze manier van werken vereist wel dat er eenduidigheid is over de waterloopnamen. Dat laatste is niet altijd het geval en dezelfde waterlopen krijgen vaak andere namen in verschillende datasets, of verschillende schrijfwijzen. Bovendien zijn er verschillende waterlopen in Vlaanderen die dezelfde naam dragen. Omwille van dit laatste is informatie over de gemeente, provincie of het bekken waarin de waterloop voorkomt belangrijk.

Om verlies van data ten gevolge van de schrijfwijze van waterloopnamen zoveel mogelijk te vermijden, werden deze zoveel mogelijk automatisch aangepast in het R-script waarmee de datakoppeling gebeurt. Indien later nieuwe of geüpdate gegevens worden toegevoegd, kunnen potentiële, gelijkaardige fouten er opnieuw uitgefilterd worden aan de hand van dit script. Er werd bij het aanpassen van de waterloopnamen uitgegaan van de standaard schrijfwijze, zoals gerapporteerd in de VHA. Voornamelijk in de VMM datasets ontbreken waterloopnamen, of worden deze op een andere wijze genoteerd.

Tabel 31 Overzicht van de inhoud van de hydromorfologie datasets van VMM (hydromorfologiedatabank) en INBO (verdichtingsmeetnet voor beekprik).

Dataset	# Metingen*	# omgevingsvariabelen	# waterlopen	#beekprikwaterlopen	# aanwezigheid beekprik meetpunten (waterlopen)	# afwezigheid beekprik meetpunten (waterlopen)
Shapefile hydromorfologie huidige trajecten	27254	0	Onbekend (536 OWL codes)	**	**	**
Shapefile hydromorfologie vroegere opmetingen, met EKC	3899	Indices	Onbekend	**	**	**
Excel met hydromorfologie variabelen omgezet tot een tabel in breed formaat	7662	90	+/- 349 (**)	+/- 25 (**)	(+/- 14) **	(+/- 11) **
Verdichtingsmeet net Hydromorfologie	59	5 water-kwaliteit 10 hydro-morfologie	27	14	13 (9)	46 (23)

*) Dit komt dus eigenlijk overeen met het aantal trajecten dat opgemeten wordt binnen de besproken datasets/meetnetten. In het hydromorfologiemetnet van VMM werd slechts de eerste cyclus van metingen afgerond, waardoor geen enkele locatie al meer dan één keer werd opgemeten. Voor het verdichtingsmeetnet van INBO is dit gelijkaardig.

**) Koppeling met dataset met juiste waterloopnamen en/of met beekprikdataset is noodzakelijk om hier een idee van te kunnen geven.

Tabel 32 Overzicht van de aanwezigheid van potentiële ID's voor de koppeling van datasets voor beekprik, hydromorfologie en waterkwaliteit in Vlaanderen.

Dataset	XY coördinaten	Waterloopnaam*	VHAG code	VMM nummer	VMM OWL code	Trajectcode VMM
Beekprik	X	X				
Hydromorfologie VMM excelfile		X	X		X	X
Hydromorfologie VMM shapefile	X		X		X	X
Waterkwaliteit VMM	X			X	X	
Verdichtingsmeetnet INBO	X	X				
VHA	X	X	X		X	

*) De schrijfwijze van deze waterloopnamen is echter niet altijd dezelfde in de verschillende datasets.

Koppeling shapefile hydromorfologie aan excel hydromorfologie VMM

De excelfile met hydromorfologiegegevens van VMM bevat geen XY-coördinaten. Daarom werden deze gegevens aan de hand van de trajectcode (een unieke code voor de opgemeten trajecten binnen de VMM hydromorfologiedatabank) aan de shapefiles gekoppeld (Tabel 32). De ene shapefile bevat de coördinaten van de trajecten die in de huidige hydromorfologiedatabank opgenomen zijn, de andere shapefile bevat de coördinaten van trajecten die in het verleden in het kader van de ecoinventarisaties opgemeten werden. Om later de hydromorfologiegegevens aan de beekprikgegevens te koppelen werd telkens de XY-coördinaat van het begin van ieder (lijnvormig) traject gebruikt.

Na de koppeling van de gegevens in de excel aan de XY-coördinaten in de shapefiles blijven hydromorfologiegegevens van 6487 metingen over. Het gaat om metingen in 187 waterlopen. De excelfile die gekoppeld werd bevatte gegevens van 7662 opmetingen (349 waterlopen), dus er zijn door de koppeling met de coördinaten enkele gegevens verloren gegaan (Tabel 31). Het gaat om 1175 opmetingen waar geen XY-coördinaat voor beschikbaar is.

Tabel 33 Overzicht van de inhoud van de hydromorfologiedatabank van VMM, na koppeling aan de XY-coördinaten uit de shapefiles.

Dataset	# Metingen*	# omgevingsvariabelen	# waterlopen	#beekprikwaterlopen	# aanwezigheid beekprik <i>meetpunten</i> (waterlopen)	# afwezigheid beekprik <i>meetpunten</i> (waterlopen)
Koppeling excel (breed formaat) aan shapefiles hydromorfologie VMM	6825	90	187	15	10	5

Tabel 34 Vangstgegevens beekprik 2014 en januari tot oktober 2015. De densiteiten zijn niet allemaal gebaseerd op elektrische afvissingen die specifiek gericht zijn op het vangen van beekprik en zijn daarom meestal een onderschatting van de werkelijke densiteit beekprik.

	2014	2015
Abeek	0,04 (1)	0,46 (1)
Achterste Neet		
Afloop Asbeek		
Asbeek		
Bezoensbeek		
Breilooop		
Bullenbeek		
Busselziep		
Dalemansloop	1	3
De Vliet		
Desselse Neet		
Dommel		
Dorenbosbeek		
Gielisbeek		
Grote Nete	0,52 (5)	2,24 (3) 1
Hanskenselsloop		
Holvense Beek		
Itterbeek		0,78 (1) 1
Kapittelbeek		
Kleine Hoofdgracht	0,005 (3)	
Kleine Nete		0,005 (4)
Krombeek	1	
Loeijens Neetje		2
Laambeek		

Molenbeek stroomaf Sassegembeek	0,12 (1)	
Molenbeek stroomaf Terkleppenbeek		
Munsterbeek		
Oude Beek		
Sassegembeek		0,090 (2)
Schaagterziep		
Steenputbeek	0,44 (1)	
Terkleppenbeek		0,060 (1)
Trosbeek		
Vellerloop		
Verrebeek	2,06 (1)	0,300 (1)
Voer (Maasbekken)	1	1
Walebeek		
Warmbeek		0,045 (2) 1
Wijshagerbeek		
Zeeploop		
Ziepbeek		
Zutendaalbeek		
Zwarte Beek		
Zwarte Neet		
Zwartebeek	4,3 (1)	

3.5.8 Referenties

Acou A., Laffaille P., Legault A. & Feunteun E. (2008) Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 432–442.

Adriaens D., Adriaens T. & Ameeuw G. (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de habitatrichtlijnsoorten. INBO.R.2008.35. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), Brussel.

Briand C., Beaulaton L., Chapon P.M., Drouineau H. & Lambert P. (2015). Eel density analysis (EDA 2.2). Estimation de l'échappement en anguilles argentées (*Anguilla anguilla*) en France. Rapport 2015. 95p.

Becker G. (1983). *Fishes of Wisconsin*. The University of Wisconsin Press. Madison, Wisconsin.

Belpaire C., Verreycken H. & Ollevier F. (1991). Glasaalmigratie in Vlaanderen tijdens het voorjaar van 1991. Studierapport in opdracht van het Centraal Comité van het Visserijfonds en de Provinciale Visserijcommissie van West-Vlaanderen. Project VF.91.1, IBW.Wb.V.R.91.05, 74p.

Belpaire C. (2002). Monitoring van de glasaalrekrutering in België. IBW.Wb.V.WR.2002.87. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. 22p.

Belpaire C., Adriaens D., Breine J., Buysse D., Geeraerts C., Ide C., Lebel A., Philippart J.C., Stevens M., Rollin X., Vlietinck K. (2011). Report on the eel stock and fishery in Belgium 2010/'11. In: ICES, 2011 Report of the 2011 session of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels. Lisbon, Portugal, 5-9 September 2011. EIFAAC Occasional Paper. No. 48. ICES CM 2011/ACOM:18. Rome, FAO/Copenhagen, 246p.

Belpaire C. (2013a). Advies betreffende de invloed van pesticiden op beekprik, rivierdonderpad en kleine modderkruiper. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2013. INBO.A.2013.45. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 18p.

Belpaire C. (2013b). Hormoonverstoring in vis. Impact op het behalen van de doelstellingen van de Habitatrichtlijn en de Kaderrichtlijn Water. INBO.R.2013.34. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 58p.

Belpaire C., Verschelde P., Maes Y., Stevens M., Van Thuyne G., Breine J. & Coeck J. (2015). Berekening van het ontsnappingspercentage van zilverpaling ten behoeve van de 2015 rapportage voor de Palingverordening. INBO.R.2015.9679951. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Belpaire C., Breine J., Buysse D., Van Wichelen J., Coeck J., Ovidio M. et al. (2016). Report on the eel stock and fishery in Belgium 2014/2015. In ICES (2016). Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEEEL), 24 November–2 December 2015, Antalya, Turkey. ICES CM 2015/ACOM:18, pp. 131-197.

Bermudes & Ritar (1999). Effects of temperature on the embryonic development of the striped trumpeter (*Latris lineata* Bloch and Schneider, 1801). *Aquaculture* (167) 3-4:245-255.

Bertin L. (1951). Les anguilles. Variation, croissance, euryhalinité, toxicité, hermaphrodisme juvénile et sexualité, migrations, métamorphoses, Vol. Paris: Payot.

Bloch E. & Strohmeier W. (1992). Versuche zur Fortpflanzung des Bachneunauges. *Fischer & Teichwirt* 12:447-453.

Bohl E. (1993). Rundmauler und Fische im Sediment - Ökologische Untersuchungen zur Bestands- und Lebensraumsituation von Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*) in Bayern. *Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung*. vol 22, 1-29.

Breiman L. (2001). Random forests. *Mach Learn* 45:5-32.

Breine J. & Van Thuyne G. (2013). Het visbestand in het IJzer-estuarium: Viscampagnes 2008-2012. INBO.R. 2013.8. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

- Briand C., Mounaix B., Fatin D. & Feunteun E. (2003). The contribution of springtime and autumn glass eels (*Anguilla anguilla*) to stock : Results based on otolith morphometry. Bull. Fr. Pêche Piscic. 368 : 27-42.
- Briand C. (2009). Dynamique de population et de migration des civelles en Estuaire de Vilaine. L'institut Supérieur Des Sciences Agronomiques, Agroalimentaires, Horticoles et du Paysage, Agrocampus Ouest, Rennes, France, PhD-thesis, 209 p.
- Briand C., Sauvaget B., Girard P., Fatin D. & Beaulaton L. (2012). Pushnet fishing seems to be responsible for injuries and post fishing mortality in glasseel in the Vilaine estuary (France) in 2007. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 404 (02): 1-13.
- Briand C., Beaulaton L., Chapon P.M., Drouineau H. & Lambert P. (2015). Eel density analysis (EDA 2.2). Estimation de l'échappement en anguilles argentées (*Anguilla anguilla*) en France. Rapport 2015. 95 pp.
- Bru N., Prouzet P. & Lejeune M. (2009). Daily and seasonal estimates of the recruitment and biomass of glass eels runs (*Anguilla anguilla*) and exploitation rates in the Adour open estuary (Southwestern France). Aquat Living Resour 22: 509-523.
- Bruijs M.C.M. & Durif C.M.F. (2009). Silver Eel Migration and Behavior. In G. van den Thillart et al. (eds.), Spawning Migration of the European Eel, © Springer Science + Business Media B.V., 65-95p.
- Bult T.P. & Dekker W. (2007). Experimental field study on the migratory behavior of glass eels (*Anguilla anguilla*) at the interface of fresh and salt water. – ICES Journal of Marine Science, 64: 1396-1401.
- Bunzel-Drüke M., Scharf M. & Zimball O. (2004a). Zur Biologie der Quappe. Ein Literaturüberblick und Feldstudien aus der Lippeaue. Naturschutz und Landschaftsplanung 36(11): 334-340.
- Bunzel-Drüke M., Scharf M. & Zimball O. (2004b). Die Quappe in Nordrhein-Westfalen – Bestandssituation und Schutz eines vom Aussterben bedrohten Auenfisches. LÖBF-Mitteilungen 3/2004: 12-17.
- Buyse D., Mouton A., Gelaude E., Baeyens R., De Maerteleire N., Jacobs Y., et al. (2012). Glasaalmigratie ter hoogte van het sluizencomplex Sas Slijkens (Kanaal Gent-Oostende) in Oostende. INBO.R.2012.31. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Buyse D., Mouton A. M., Stevens M., Van den Neucker T. & Coeck J. (2014). Mortality of European eel after downstream migration through two types of pumping stations. Fisheries Management And Ecology 21: 13-21.
- Buyse D., Mouton A. M., Baeyens R. & Coeck J. (2015a). Evaluation of downstream migration mitigation actions for eel at an Archimedes screw pump pumping station. Fisheries Management and Ecology 22: 286-294.
- Buyse D., Verreycken H., De Maerteleire N., Gelaude E., Robberechts K., Baeyens R., et al. (2015b). Glasaalmigratie ter hoogte van het uitwateringscomplex in de haven van Zeebrugge. Afleidingskanaal van de Leie en Leopoldkanaal. INBO.R.2015.11355303. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Carl L.M. (1992). The response of burbot (*Lota lota*) to change in lake trout (*Salvelinus namaycush*) abundance in Lake Opeongo, Ontario. Hydrobiologia 243/244: 229-235.
- Chen L.C. (1969). The biology and taxonomy of the burbot, *Lota lota* Leptura, in interior Alaska. Biol. Pap. Univ. Alaska, 11:1-53
- Coeck J., Collazo S., Meire P. & Verheyen, R. (2000). Herintroductie en herstel van kopvoornpopulaties (*Leuciscus cephalus*) in het Vlaamse Gewest : wetenschappelijke opvolging van lopende projecten en onderzoek naar de habitatbinding in laaglandrivieren. IN.2000.15. Instituut voor Natuurbehoud: Brussel.
- Cowx I.G. & Welcomme R.L. (1998). Rehabilitation of rivers for fish: a study undertaken by the European Inland Fisheries Advisory Commission of FAO. Fishing News Books, 128-130p.

- Crombaghs B., Akkermans R., Gubbels R. & Hoogerwerf G. (2000). Vissen in Limburgse beken; de verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.
- De Jong T., Meijrink M. H. F. & van Dijk S. D. (2013). Wegvangen en ver-plaatsen beekprikken in de Dommel bij De Hogt. Ecologisch Adviesbureau Viridis, Culemborg.
- De Voght A., Van Belleghem F., Baras E. & Philippart J.-C. (2003). Populatieonderzoek van het visbestand in de Grensmaas ter voorbereiding van het project "Levende Grensmaas". Eindrapport van de studie ANIMAL/NATUUR/TW9. Studie uitgevoerd in opdracht van ANIMAL-afdeling Natuur. 143 pp.
- Degerman E. & Sers B. (1994). The effect of lakes on the stream fish fauna. *Ecology of Freshwater Fish* 3: 116-122.
- Dekker W. & Beaulaton L. (2016). Faire mieux que la nature? The History of Eel Restocking in Europe. *Environment and History* 22: 255-300.
- Dekker W. (ed.) (2002). Monitoring of glass eel recruitment. C007/02-WD. Netherlands Institute of Fisheries Research, IJmuiden, the Netherlands, 256p.
- Dekker W. (2003). Status of the European eel stock and fisheries. In Aida K., Tsukamoto K., Yamauchi K. (Eds.), *Eel Biology*, Springer-Verlag Tokyo, Japan, 237-254p.
- Dekker W. (ed.) (2005). Report of the Workshop on National Data Collection for the European Eel, Sångä Sångä (Stockholm, Sweden), 6 – 8 September 2005, 283p.
- Dekker W., Deerenberg C. & Jansen H. (2008). Duurzaam beheer van Aal in Nederland: onderbouwing van een beheersplan. report C041/08. Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies. 105 p.
- Denayer B. & Belpaire C. (1992a). Glasaalmigratie in Vlaanderen tijdens het voorjaar 1992. Studierapport in opdracht van de Provinciale Visserijcommissie van West-Vlaanderen. IBW.Wb. 92.01, 34p.
- Denayer B. & Belpaire C. (1992b). Studie van de palingpopulatie van het IJzerbekken. Palingbestanden, schieraaltrek, knelpunten voor migratie. IBW.Wb.V.R.92.07, Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. 46p.
- Denayer B. & Belpaire C. (1996). Bottle-necks for restoration of the eel population, *Anguilla anguilla* (L.) of the river yser basin (Flanders). *Archives of Polish Fisheries* 4: 175-186.
- Dillen A., Coeck J. & Monnier D. (2004). Development of a habitat suitability model for burbot *Lota lota* (L.) in a regulated lowland river. Pages 423-429 in de Jalon D.G., Tanago G.M. & Cachon J., editors. *Proceedings of the 5th International Symposium on Ecohydraulics – Aquatic habitats: analysis and restoration*. IAHR, Madrid.
- Dillen A., Martens S., Baeyens R. & Coeck J. (2005a). Onderzoek naar de biologie van de kwabaal (*Lota lota* L.), ter voorbereiding van het herstel van de soort in het Vlaamse Gewest. IN.R.2005.04. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Dillen A., Martens S., Baeyens R., Van Gils W. & Coeck J. (2005b). Habitatevaluatie en biotoopherstel ten behoeve van de visfauna in zones van de Habitatrichtlijn. IN.R.2005.03. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Dillen A., Baeyens R., Martens S. & Coeck J. (2006). Onderzoek naar de haalbaarheid van het herstel van serpelingspopulaties in waterlopen van het Vlaamse Gewest. INBO.R.2006.14. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Dillen A., Coeck J. & Monnier D. (2008). Habitat Use and Seasonal Migrations of Burbot in Lowland Rivers in North France. In: Paragamian, V.L. & D.H. Bennett (eds.), *Burbot: ecology, management, and culture*. American Fisheries Society Symposium 59, Bethesda, Maryland: 55-77.

- Du Colombier S.B., Bolliet V., Lambert P. & Bardonnnet A. (2007). Energy and migratory behavior in glass eels (*Anguilla anguilla*). *Physiology & Behavior*. 92: 684-690.
- Durif C.M.F., Browman H.I., Phillips J.B., Skiftesvik A.B., Vøllestad L.A., et al. (2013). Magnetic Compass Orientation in the European Eel. *PLoS ONE* 8(3): e59212.
- Eastman K. (2004). Effects of Embeddedness on Fish Habitats: An Approach for Implementation in the Habitat Simulation Model CASiMiR., Universität Stuttgart, Auslandsorientierter Studiengang Wasserwirtschaft, Master of Science Program, Water Resources Engineering and Management - WAREM.
- Eddy F. B. & Williams E. M. (1987). Nitrite and freshwater fish. *Chemistry and Ecology* 3(1): 1-38.
- Edeline E., Dufour S. & Elie P. (2005). Role of glass eel salinity preference in the control of habitat selection and growth plasticity in *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology-Progress Series*. 304: 191-199.
- Edeline E., Lambert P., Rigaud C. & Elie P. (2006). Effects of body condition and water temperature on *Anguilla anguilla* glass eel migratory behavior. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 331: 217-225.
- Fauconnet E. (2010). Suivi des populations d'Anguilles (*Anguilla anguilla*) dans le département du Nord 2010. Rapport Intermédiaire Flandre et Yser. Fédération du Nord pour la pêche et la Protection du Milieu Aquatique, Le Quesnoy, France, 54 p.
- Fauconnet E. (2013). Suivi des populations d'Anguilles (*Anguilla anguilla*) dans le département du Nord 2013. Rapport Intermédiaire Flandre. Fédération du Nord pour la pêche et la Protection du Milieu Aquatique, Le Quesnoy, France, 54 pp.
- Ferreira A. F., Quintella B. R., Maia C., Mateus C. S., Alexandre C. M., Capinha C. & Almeida P. R (2013) Influence of macrohabitat preferences on the distribution of European brook and river lampreys: Implications for conservation and management. *Biol Conserv* 159:175-186.
- Feunteun E., Boury P. & Robinet T. (2003). Estimation of the Production and Fishery Mortality of Silver Eels by the Loire River System, France. 133rd Annual Meeting of the American Fisheries Society, Quebec (Canada), "Worldwide decline of wild fish populations" August 2003.
- Fisher S.J. (2000). Early life history observations of burbot utilizing two Missouri river backwaters. In: Paragamian V.L. & Willis D.W. (eds.) (2000). *Burbot: biology, ecology and management*. American Fisheries Society, Fisheries Management section, Publ. 1. Bethesda: 96-101.
- Gascuel D. (1986). Flow-carried and active swimming migration of the glass eel (*Anguilla anguilla*) in the tidal area of a small estuary on the French Atlantic coast. *Helgoländer Meeresunters*. 40, 321-326.
- Gaumert D. (1986). Kleinfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Hildesheim, 71.
- Ghan D. & Sprules W.G. (1991). Distribution and abundance of larval and juvenile burbot (*Lota lota*) in Oneida Lake, New York. *Verhandlungen der internationalen Vereinigung der Limnologie* 24: 2377-2381.
- Genieten aan de Kleine Nete* (2014). Aquafin, 2014/3
- Goethals P. L. M., Dedeker A. P., Gabriels W., Lek S. & De Pauw N. (2007). Applications of artificial neural networks predicting macroinvertebrates in freshwaters. *Aquatic Ecology* 41:491-508.
- 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. *Ecol Freshw Fish* 17:542-553.
- Goverse E. (2015). Vismonitoring met kruisnet in en rond het Noordzeekanaal. Tussen duin & dijk 14: 12-15.

- Griffioen A.B. & Kuijs E. (2013). Een eerste monitoring voor een index voor schieraal in Nederland 2012. Rapport C139/13. Imares Wageningen UR. 41p.
- Habashy A. P. (1974). Age, growth, spawning and some biochemical data in the chub (*Leuciscus cephalus*, L.) in the Rouchovanka Creek. *Zoologické Listy* 23(1):71-88.
- Hansen L.P. & Jonsson B. (1985). Downstream migration of hatchery-reared smolts of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the river Imsa, Norway. *Aquaculture* 45: 237-248.
- Hardisty, M. W. (1944). The life history and growth of the brook lamprey (*Lampetra planeri*). *Journal of Animal Ecology* 13:111-122.
- Hardisty M. W. & Potter I. C. (eds) (1971). The behaviour, ecology and growth of larval lampreys. Academic Press, London.
- Hardisty M. W. (ed). (1986). *Lampetra planeri* Bloch, 1758, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Hardy R., Paragamian V.L. & Neufeld M.D. (2008). Zooplankton communities and burbot relative abundance of some oligotrophic lakes of Idaho, USA and British Columbia, Canada. *American Fisheries Society Symposium* 59: 79-89.
- Harrelson C.C., Rawlins C.L. & Potyondy J.P. (1994). Stream channel reference sites: an illustrated guide to field technique. Gen. Tech. Rep. RM-245. Fort Collins, CO: U.S., Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 61.
- Harrison A.J., Walker A.M., Pinder A.C., Briand C. & Aprahamian M.W. (2014). A review of glass eel migratory behaviour, sampling techniques and abundance estimates in estuaries: implications for assessing recruitment, local production and exploitation. *Rev Fish Biol Fisheries* 24: 967-983.
- Hochleithner M. (2002). Die Quappe (*Lota lota* Linnaeus, 1758): Biologie und Aquacultur. In: Verband Deutscher Sportfischer e.V., Hrsg., *Fisch des Jahres 2002: Die Quappe (Lota lota)*: 23-37.
- 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.
- Hofmann N. & Fischer P. (2002). Temperature preferences and critical thermal limits of burbot: Implications for habitat selection and ontogenic habitat shift. *Transactions of the American Fisheries Society* 131 (6):1164-1172.
- Hudd R. & Kjellman J. (2002). Bad matching between hatching and acidification: A pitfall for the burbot, *Lota lota*, of the river Kyrönjoki, Baltic Sea. *Fisheries Research* 55: 153-160.
- ICES (2008). Report of the 2007 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Bordeaux, France, 3–7 September 2007. 156p.
- IUCN (2012). IUCN guidelines for reintroductions and other conservation translocations. IUCN.
- ICES (2013). Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL), 18–22 March 2013 in Sukarietta, Spain, 4–10 September 2013 in Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:18. 851p.
- ICES (2014). Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel, 3–7 November 2014, Rome, Italy. ICES CM 2014/ACOM:18. 203p.
- ICES (2016). Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEEL), 24 November–2 December 2015, Antalya, Turkey. ICES CM 2015/ACOM:18, 130p.
- Jackson K. J. & Wohl E. (2015). Instream wood loads in montane forest streams of the Colorado Front Range, USA. *Geomorphology* 234:161-170.

Jaeger T., Nelson W., Schofer W. & Shodjai F. (1981). Influence of salinity and temperature on early life stages of *Coregonus albula*, *C. lavaretus*, *R. rutilus* and *L. lota*. In: Lasker R. & Sherman K. (eds) (1981). The early life history of fish: recent studies. Rapport Procesverbaux des Reunions, International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen: 345-348.

Jansen H.M., Winter H.V., Bruijs M.C.M. & Polman H.J.G. (2007). Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. ICES Journal of Marine Science 64: 1437–1443.

Johnson L.B., Breneman D.H. en Richards C. (2003). Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. River Research and Applications, 19:199-218.

Koops H. (1980). Sampling eels. In Backiel, T. & Welcomme R. (Eds), Guidelines for sampling fish in inland waters, EIFAC Technical Paper No. 33, 176p.

Kroon J.W. & van Wijk A.N. (2013). Onderzoek beschikbaarheid glasaal bij RWZI's t.b.v. herstel aalstand en uitzet binnenvisserij. VSN2013.01 Visserij Service Nederland, in samenwerking en met bijdrage van Imares Wageningen UR.

Kujawa R., Kucharczyk D. en Mamcarz A. (1999). The influence of temperature on embryonic development of burbot (*Lota lota* L.). Europ. Aquacult. Soc. Spec. Publ., 27: 133–134.

Lahnsteiner F., Kletzl M. & Weismann T. (2012). The effect of temperature on embryonic and yolk-sac larval development in burbot *Lota lota*. Journal of Fish Biology 2012, doi:10.1111/j.1095-8649.2012.03344.x

LAVES (2011). Vollzugshinweise zum Schutz von Fischarten in Niedersachsen – Fischarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie und weitere Fischarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Quappe, Aalrutte (*Lota lota*) – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 11 S., unveröff. 11p.

Legault A. & Der Mikaelian S. (2015). Monitoring stations for silver eel downstream migration study on a French river 'Sèvre Niortaise'. Conference paper at Fish Passage 2015 International conference on river connectivity best practices and innovations June 22-24, 2015 Groningen (The Netherlands).

Leskelä A. & Kucharczyk D. (1995). The effect of temperature on the growth of three forms of European white-fish (*Coregonus lavaretus* L.) larvae. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol., 46, 147–152.

Maitland P. S. (1980). Review of the ecology of lampreys in Northern Europe. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37:1944-1952.

Malmqvist B. (1980). Habitat selection of larval brook lampreys (*Lampetra planeri*, Bloch) in a South Swedish stream. Oecologia 45:35-38.

Malmqvist B. (1983). Growths, dynamics and distribution of a population of the brook lamprey *Lampetra planeri* in a South Swedish stream. Holarctic Ecology 6:404-412.

Manny B. A., Roseman E. F., Kennedy G., Boase J. C., Craig J. M., Bennion D. H., Read J., Vaccaro L., Chiotti J., Drouin R., en Ellison R. (2015). A scientific basis for restoring fish spawning habitat in the St. Clair and Detroit Rivers of the Laurentian Great Lakes. *Restoration Ecology* 23(2):149-156.

Mateus C. S., Rodríguez-Muñoz R., Quintella B. R., Alves M. J. & Almeida P. R. (2012). Lampreys of the Iberian Peninsula: distribution, population status and conservation. *Endangered Species Research* 16:183-198.

McGrath C.J. (Ed) (1970). EIFAC Consultation on Eel Fishing Gear and Techniques (1970) EIFAC Tech.Pap., (14):187 p.

McPhail J.D. (1997). A review of burbot (*Lota lota*) life history and habitat use in relation to compensation and improvement opportunities. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2397:viii+37p.

- Moreira da Silva J., Coimbra J. & Wilson J.M. (2009). Ammonia sensitivity of the glass eel (*Anguilla anguilla* L.): salinity dependence and the role of branchial sodium/potassium adenosine triphosphatase. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28: 141-147.
- Mouton A., Gelaude E., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T., Martens S., et al. (2009). Glasaalmigratie ter hoogte van het Ganzepoot spuicomples te Nieuwpoort. INBO.R.2009.62. Instituut voor Natuur en Bosonderzoek, Brussel. 33 p.
- Mouton A., Gelaude E., Jacobs, Y., Buysse D., Stevens M., Van den Neucker T., et al. (2010). Optimalisatie van glasaalmigratie in de Ganzepoot (IJzermunding) in Nieuwpoort. INBO.R.2010.69. Instituut voor Natuur en Bosonderzoek. 35p.
- Mouton, A. M., D. Buysse, M. Stevens, T. Van den Neucker, E. Gelaude, R. Baeyens, S. Martens, Y. Jacobs & J. Coeck (2011). Evaluatie van habitattherstelmaatregelen in de Abeek (Maasbekken) - Evaluatie huidige situatie - afweging toekomstscenarios. INBO.R.2011.42. Instituut voor natuur-en bosonderzoek, Brussel.
- Mouton A., Buysse D., Stevens M., Baeyens R., Gelaude E., De Maerteleire N., et al. (2013). Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserijbeleid en het visstandbeheer -Wetenschappelijk onderzoek en ondersteuning van de implementatie en opvolging van het Palingbeheerplan. INBO.R.2013.734090. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Nishi T. & Kawamura G. (2005). *Anguilla japonica* is already magnetosensitive at the glass eel phase. *Journal of Fish Biology* 67: 1213-1224.
- Noordijk J., de Jong T. & van Gooswilligen J. (2010). Verplaatsen van de beekprik binnen de Keersop. *Ravon* 36:21-27.
- O'Connor W. (2003). Biology and management of the European eel in the Shannon estuary, Ireland. Unpublished Ph.D. thesis. In Faculty of Science, Department of Zoology: National University of Ireland, Galway.
- Okamura A., Yamada Y., Mikawa N., Tanaka S. & Oka H.P. (2002). Exotic silver eels *Anguilla anguilla* in Japanese waters: seaward migration and environmental factors. *Aquat. Living Resour.* 15: 335-341.
- Ovidio M., Tarrago-Bès F. & Nzau Matondo B. (2015). Short-term responses of glass eels transported from UK to small Belgian streams. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 51: 219-226.
- Pääkkönen J-P. & Marjomäki T.J. (2000). Feeding of burbot, *Lota lota*, at different temperatures. *Environmental biology of fishes*, 58:109-112.
- Pääkkönen J. P. J., Tikkanen O. & Karjalainen J. (2003). Development and validation of a bioenergetics model for juvenile and adult burbot. *Journal of Fish Biology*. 63, 956-969.
- Paragamian V.L., Hardy R. & Gunderman B.(2005). Effects of regulated discharge on burbot migration. *Journal of Fish Biology* 66(5): 1199-1213.
- Paragamian V.L. & Wakkinen V.D. (2008). Seasonal movement and the interaction of temperature and discharge on burbot in the Kootenai River, Idaho, USA, and British Columbia, Canada. In: Paragamian, V.L. & D.H. Bennett (eds.), *Burbot: ecology, management, and culture*. American Fisheries Society Symposium 59, Bethesda, Maryland: 55-77.
- Paragamian V. L., Laude C., Cain K. D., Barron J. M. & Jensen N. R. (2011). A novel experiment of rearing burbot larvae in cages. *J. Appl. Ichthyol.* 27 (Suppl. 1) (2011), 16-21.
- Peters J., Verhoest N. E. C., De Baets B., De Becker P., Huybrechts W. & Samson R. (2007). Regressie- en classificatietechnieken in hydro-ecologische modellen: toepassing voor vallei-ecosystemen in Vlaanderen. *Water Congres Watersysteemkennis*:1-5.

- Poole R. (2002). Monitoring of eel recruitment in the Republic of Ireland. *In* Dekker W. (ed.), Monitoring of glass eel recruitment. Report C007/02-WD, Netherlands Institute of Fisheries Research, IJmuiden, the Netherlands: 119-129.
- Postic-Puivif A., Albert F. & Buard E. (2015). Cellule Migrateurs, rapport des actions 2014. EPTB Charente, Groupement des fédérations de pêche du Poitou-Charentes, CREAA. Programme d'actions 2012-2015 pour la sauvegarde et la restauration des poissons migrants amphihalins sur les bassins Charente et Seudre. 117p.
- Potter I. C. & Osborne T. S. (1975). The systematics of British Larval Lampreys. *Journal of Zoology* 76:311-329.
- Pujolar J.M. & Maes G.E. (2016). Evolutionary Genomics of North Atlantic Eels. Current Status and Perspectives. *In* Arai T. (Ed), Biology and Ecology of Anguillid Eels, CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, US, 36-51p.
- Richmond A. D. & Fausch K. D. (1995). Characteristics and function of large woody debris in subalpine Rocky Mountain streams in northern Colorado. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 1789-1802.
- Roni P., Beechi T., Pess G., en Hanson K. (2014). Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 466-478.
- Rubin J. F., Glimsäter C., en Jarvi T. (2004). Characteristics and rehabilitation of the spawning habitats of the sea trout, *Salmo trutta*, in Gotland (Sweden). *Fisheries Management and Ecology* 11:15-22.
- Robinet T., Acou A., Boury P. & Feunteun E. (2007). Concepts for characterizing spawning biomass of European eel (*Anguilla anguilla*) in catchments. *Vie & Milieu* 57: 201-211.
- 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.
- Salewski V. (1991). Untersuchungen zu Ökologie und Biometrie einer Bachneunaugen-Population (*Lampetra planeri*) im Odenwald. *Fischökologie* 4:7-22.
- Samsoen L., Beeckman E., Van den Eeden C. & Van Walle E. (2007). Visserijonderzoek in het havengebied Linkeroever. Studierapport Provinciale Visserijcommissie van Oost-Vlaanderen, 36 pp.
- Schneiders A., T. Van Daele & C. Wils. (2009). Huetzoning van het rivierenennetwerk in Vlaanderen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. vol 24. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Schneiders A., Simoens I. & Belpaire C. (2009). Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen. INBO.R.2009.22. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Schneiders A., Spanhove T., Breine J., Zomlot Z., Verbeiren B., Batelaan O., Decleyre D. (2014). Hoofdstuk 22 - Ecosysteemdienst regulering overstromingsrisico. INBO.R.2014.2001135. In Stevens, M. et al. (eds.), Natuurrapport - Toestand en trend van ecosystemen en ecosysteemdiensten in Vlaanderen. Technisch rapport. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2014.1988582, Brussel.
- Schroll, F. (1959). Zur Ernährungsbiologie der steirischen Ammocoeten *Lampetra planeri* (Bloch) unde *Eudontomyzon danfordi* (Regan). *Int Rev Gesamten Hydrobiol* 44:395-429.
- Seeuws P. (1996). Ecologie van beschermde rondbek- en vissoorten. Soortbeschermingsplan voor de beekprik. Onderzoeksopdracht K/IN/JC/95.04. Instituut voor Natuurbehoud en Universitaire Instelling Antwerpen: Departement Biologie.
- Semmekrot S. (1993). Habitat geschiktheid index model. De Beekprik (Bloch 1784). Organisatie ter verbetering van de binnenvisserij, 25.
- Silberschneider V., Pease B.C. & Booth D.J. (2001). A novel artificial habitat collection device for studying resettlement patterns in anguillid glass eels. *Journal of Fish Biology* 58: 1359-1370.

Smulders M.J.M., Arens P.F.P., Jansmans H.A.H., Buiteveld J., Groot Bruinderink G.W.T.A. & Koelewijn H.P. (2006). Het herintroduceren van soorten, bijplaatsen of verplaatsen: een afwegingskader. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1390 PRI-rapport 128. 69p.

Sondergaard M. & Jeppesen E. (2007). Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *Journal of Applied Ecology* 10:1089-1094.

Sorokin V.N. (1971). The spawning and spawning grounds of the burbot (*Lota lota* (L.)). *Journal of Ichthyology* 11: 907-915.

Spikmans F., Schiphouwer M., Kranenbarg J. & Breeuwer H. (2013). Naar duurzame populaties beekprik in Noord-Brabant. Voorbereidingsstudie herintroductie. Stichting RAVON, Nijmegen & IBED - Universiteit Amsterdam.

Sportvisserij Nederland (2006). Soortprofiel kopvoorn.

Stacey J.A., Pratt T.C., Verreault G. & Fox M.G. (2014). A caution for conservation stocking as an approach for recovering Atlantic eels. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*. DOI: 10.1002/aqc.2498.

Stapanian M.A., Paragamian V.L., Madenjian C.P., Jackson J.R., Lappalainen J., Evenson M.J. & Neufeld M.D. (2009). Worldwide status of burbot and conservation measures. *Fish and Fisheries*. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2009.00340.x.

STECF (2006). Eel Management. Report of the second meeting of the subgroup on review of stocks (Sgrst-06-02) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries. Commission Staff Working Document, Ispra, 2006, 13 p.

Stein F., Doering-Arjes P., Fladung E., Brämick U., Bendall B. & Schröder B. (2016). Downstream migration of the European eel (*Anguilla anguilla*) in the Elbe river, Germany: movement patterns and the potential impact of environmental factors. *River Res. Applic.* 32: 666-676.

Stevens M., Van den Neucker T., Mouton A., Buysse D., Martens S., Baeyens R., et al. (2009). Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde. INBO.R.2009.9. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, 188 p.

Taylor J. (1998). Progress Report for a Study on Larval and Juvenile Burbot in the upper Columbia Lake (1997). 27p.

Taylor J.L. & McPhail J.D. (2000). Temperature, development and behavior in the early life history of burbot from Columbia Lake, British Columbia. In: Paragamian V.L. & Willis D.W. (eds.) (2000). Burbot: biology, ecology and management. American Fisheries Society, Fisheries Management section, Publ. 1. Bethesda: 30-37.

Tesch F.W. (1977). The eel. Chapman & Hall, London, 434p.

Thorpe J.E., Ross L.G., Struthers G. & Watts W. (1981). Tracking Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) through Loch Voil, Scotland. *Journal of Fish Biology* 19: 519-537.

Torgersen C. E. & Close D. A. (2004). Influence of habitat heterogeneity on the distribution of larval Pacific lamprey (*Lampetra tridentata*) at two spatial scales (vol 49, pg 614, 2004). *Freshwater Biol* 49:852-852.

Tsukamoto K., Otake T., Mochioka N., Lee T.W., Fricke H., Inagaki T. et al. (2003). Seamounts, new moon and eel spawning: The search for the spawning site of the Japanese eel. *Environmental Biology of Fishes* 66: 221-229.

Van den Neucker T., Gelaude E., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., De Charleroy D., Coeck J. & van Vesseem J. (2009). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2008. INBO.R.2009.39, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T., Gelaude E., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., De Charleroy D., Coeck J. & van Vesseem J. (2010a). Wetenschappelijke ondersteuning van de herstelprogramma's voor

kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2009. INBO.IR.2010.64, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T., Gelaude E., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D., Coeck J. & van Vessem J. (2010b), Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2010. INBO.R.2010.68. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., De Maerteleire N., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D. & Coeck J. (2012). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2011. INBO.R.2012.19. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 164 p.

Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., De Maerteleire N., Robberechts K., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D. & Coeck J. (2013a). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling, kwabaal en beekforel in 2012. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. INBO.R.2013.21, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Robberechts K., De Maerteleire N., Jacobs Y., Stevens M., Mouton A., Buysse D., Auwerx J., Vught I., De Charleroy D. & Coeck J. (2013b). Wetenschappelijke ondersteuning herstelprogramma's kopvoorn, serpeling en kwabaal in 2013. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, nr. INBO.R.2013.1007144, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Giels J. & van der Meer E. (2015). Onderzoek naar het visbestand in de kleine en stilstaande wateren Paalse plas, Meynekomplas en Heerenlaak, 2014. 27p

van Keeken O.A. & Glorius S. (2015). Helpdeskvraag: Variatie in de uittrek van schieraal. Imares Wageningen UR, Rapport C119/15, 36p.

Van Thuyne G., Denayer B. & Belpaire C. (1999). Visbestandsopnames op het Kanaal van Duinkerke naar Nieuwpoort. IBW.Wb.V.IR.2000.93. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, 10 p.

Van Thuyne G., Vrielynck S. & Breine J. (2006). Visbestandsopnames op het kanaal Nieuwpoort-Duinkerke (2005). IBW.Wb.V.R.2006.152, 11p.

Van Thuyne G. (2008). Visbestandsopnames op het Kanaal Plassendale-Nieuwpoort (2007). INBO.IR.2008.24. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 17p.

Van Thuyne G. (2012). Visbestandsopnames op het Kanaal Plassendale-Nieuwpoort (2012). Interne nota Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 17p.

Van Thuyne G. & Maes Y. (2012). Visbestandsopnames op de IJzer 2011-Bemonsteringsverslag. INBO.IR.2012.13. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 18p.

Van Thuyne G. & Belpaire C. (2015). Advies over de jaaropbrengst van palingfuiken in typische West-Vlaamse polderwaterlopen. INBO.A.3366.

Verbiest H., Breukelaar A., Ovidio M., Philippart J.C. & Belpaire C. (2012). Escapement success and patterns of downstream migration of female silver eel *Anguilla anguilla* in the River Meuse. Ecology of Freshwater Fish: 21: 395-403.

Verreycken H., Belpaire C., Van Thuyne G., Breine J., Buysse D., Coeck J., Mouton A., Stevens M., Van den Neucker T., De Bruyn L. & Maes D. (2014). IUCN Red List of freshwater fishes and lampreys in Flanders (north Belgium). Fisheries Manag Ecol 21:122-132.

- Vis H. & de Bruijn Q.A.A. (2014). Onderzoek naar het visbestand in enkele grote prioritaire viswateren in het Vlaamse Gewest, najaar 2013. VisAdvies BV, Nieuwegein. Projectnummer VA2013_04, 87 pag.
- Vlietinck K., Stevens M., Coeck J., Van Vessem J., Philippart J.P., Gomez-da-Silva S. & Thirion A. (2010). Eel Management Plan for Belgium. COUNCIL REGULATION (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel, ANB, Brussels, 198 pp.
- VMM (2009). Het bekkenbeheerplan van het IJzerbekken (2008-2013). Integraal waterbeleid in de praktijk. D/2009/6871/003. Secretariaat IJzerbekken Brugge. 445p.
- Vught I, Buysse D., De Charleroy D., Jansen I., Mouton A., Papadopoulos I., Pauwels I., Auwerx J., Baeyens R., De Maerteleire N., Gelaude E., Picavet B., Pieters S., Robberechts K. & Coeck J. (2015). Wetenschappelijke onderbouwing en ondersteuning van het visserij-beleid en het visstandbeheer-Onderzoeksprogramma visserij 2014: Eindrapport. INBO.R.2015.11373725. Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek. 208p.
- Waterstraat A. (1990). The influence of stream regulation on a population of *Lampetra planeri*, an endangered species in the D.G.R. In: Wheel, A. & D. W. Sutcliffe (eds) Abstracts of the International Symposium on the Biology and Conservation of Rare Fish. 52. The Fisheries Society of the British Isles.
- Werkgroep Monitoring Noordzeekanaal (2014). Monitoring trekvisen in het Noordzeekanaal en Ommelanden met kruisnet door vrijwilligers – 2014. Monitoring diadrome vissen met focus op intrekende glasaal en driedoornige stekelbaars. Samenwerkingsverband Ecologische Verbindingszone Noordzeekanaal en Ommelanden, 31p.
- White E.M. & Knights B. (1997). Environmental factors affecting migration of the European eel in the Rivers Severn and Avon, England. J Fish Biol 50: 1104-1116.
- Wirth T. & Bernatchez L. (2001). Genetic evidence against panmixia in the European eel. Nature 409: 1037-1040.
- Wolman M.G. (1954). "A method of sampling coarse river-bed material." Transactions of the American Geophysical Union 35(6): 951-956.
- Worthington T., Kemp P. & Osborne E. (2011). Factors affecting the population viability of burbot, *Lota lota*. Fisheries Management and Ecology 18: 322-332.
- Yseboodt R., Clement L. & Verheyen R. F. (1997). Vergelijking van de waterkwaliteit van de bekkens van de Kleine en de Grote Nete in de periodes 1993-1994 en 1995-1996. Universitaire Instelling Antwerpen, Antwerpen.
- Zuur A. F., E. N. Ieno & C. S. Elphick, 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods Ecol Evol 1:3-14.