



## **Meetnetstrategie voor de visfauna van de Habitatrictlijn** Revisie van het INBO-zoetwatervismmeetnet

*Caroline Geeraerts, Paul Quataert*

**Auteurs:**

Caroline Geeraerts, Paul Quataert  
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

*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 Geraardsbergen  
Gaverstraat 4, B-9500 Geraardsbergen

[www.inbo.be](http://www.inbo.be)

**e-mail:**

[caroline.geeraerts@inbo.be](mailto:caroline.geeraerts@inbo.be)

**Wijze van citeren:**

Geeraerts, C. & Quataert, P. (2012). Meetnetstrategie voor de visfauna van de Habitatrictlijn. Revisie van het INBO-zoetwatervismetnet. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (INBO.R.2012.56). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

**D/2012/3241/340**

**INBO.R.2012.56**

**ISSN: 1782-9054**

**Verantwoordelijke uitgever:**

Jurgen Tack

**Foto cover:**

Rollin Verlinde (2009)/Vilda

# **Meetnetstrategie voor de visfauna van de Habitatrichtlijn**

Revisie van het INBO-zoetwatervismmeetnet op basis van  
een vraaganalyse van de informatiebehoefte van de  
Habitatrichtlijn

Caroline Geeraerts & Paul Quataert

INBO.R.2012.56



# **Meetnetstrategie voor de visfauna van de Habitatrichtlijn**

Revisie van het INBO-zoetwatervismeeetnet op basis van  
een vraaganalyse van de informatiebehoefte van de  
Habitatrichtlijn

Caroline Geeraerts & Paul Quataert

INBO.R.2012.56



## **Dankwoord**

Graag bedanken wij onze collega's voor hun interesse, suggesties en het nalezen van het rapport: Claude Belpaire, Jan Breine, Johan Coeck, Daniel De Charleroy, Maurice Hoffmann, Ans Mouton, Thierry Onkelinx, Maarten Stevens, Hans Van Calster, Toon Van Daele, Erika Van Den Bergh, Tom Van Den Neucker, Gerlinde Van Thuyne, Hugo Verreycken, Pieter Verschelde en Toon Westra. Ook dank aan alle personen die tijdens dit project informatie hebben aangeleverd, bereid waren tot een discussie of op een andere manier ondersteuning geleverd hebben.





## **English abstract**

For the revision of the fish monitoring in Flanders, we study the methodological and ecological preconditions of a sampling strategy for the reporting of the favourable conservation status of fish from the Habitat Directive. This blueprint investigates a possible integration of the required monitoring in the general reference monitoring programme for the Water Framework Directive. The first two chapters explore in some depth some methodological issues about collecting fish data. To follow-up the abundance of the Natura 2000 fish population, we should consider more intensive methods as depletion or capture/recapture. The third chapter is meant as survey of the data requirements of the Habitat Directive and chapter four gives an overview of the ecological characteristics of the fish species, relevant for monitoring. To integrate all the ideas, in chapter five, we work out the example of bullhead. Chapter six explores the possibilities of synergy with the Water Framework Directive. In the final chapter seven, we mention some points to evaluate before the implementation of the Natura 2000 monitoring.

## Samenvatting

Dit document onderzoekt de methodologische en ecologische randvoorwaarden van een steekproef- en bemonsteringsstrategie voor de rapportering van de staat van instandhouding van vissen en rondbekken voor de Habitatrictlijn (HR) en zoekt naar afstemmingsmogelijkheden met de Kaderrichtlijn Water (KRW). Deze blauwdruk heeft als voornaamste doel om vanuit een breed (tijd)perspectief concrete keuzen te maken voor een wetenschappelijk onderbouwde surveillance van de Natura 2000 vissoorten. De hier aangereikte bouwstenen met ideeën i.v.m. de methodologie (H2), de beleidscontext (H3) en de ecologie van de vissoorten (H4) zouden hiervoor een goede aanzet moeten zijn.

Na het inleidende hoofdstuk (H1) groepeerde het tweede hoofdstuk (H2) enkele methodologische vraagstukken i.v.m. de waarneming van (vis)soorten. Hierbij starten we met een vereenvoudigd basismodel dat een waarneming van een soort beschrijft als een proces in twee stappen: eerst komt de selectie van de meetplaatsen, vervolgens de bemonstering van de meetplaats om de soort effectief vast te stellen en/of kenmerken ervan te bepalen. Voor een kosteneffectief ontwerp is het noodzakelijk op een evenwichtige manier aan beide componenten aandacht te besteden. Kritieke punten bij de eerste stap zijn een steekproefkader dat het verspreidingsgebied van de soort zo volledig mogelijk dekt en een steekproefschema dat efficiënt de ruimtelijke variabiliteit in kaart brengt. De bemonsteringsstap moeten we optimaliseren en standaardiseren om de lokale variatie (in ruimte en tijd) en meetfouten te minimaliseren.

Vervolgens gaat hoofdstuk twee meer specifiek in op de waarneming van vissoorten: de mogelijkheden en beperkingen van elektrische afvissingen, de bemonsteringsstrategie, de technieken om de absolute abundantie te bepalen door te corrigeren voor de vangstefficiëntie en de voorwaarden voor betrouwbare nul-waarnemingen bij de bepaling van het areaal. Het doel is hier niet een exhaustieve verhandeling, maar wel een aantal voorname principes systematisch op een rij te zetten, die we in de daaropvolgende hoofdstukken zullen toepassen.

Hoofdstuk drie maakt een grondige vraaganalyse van de Habitatrictlijn, onderzoekt de implicaties voor de monitoring en verkent hiervoor enkele meetnetstrategieën. Voor de bepaling van de staat van instandhouding van de Natura 2000 soorten zijn er drie criteria van belang: (i) de toestand en trend van de soortenpopulatie (populatiegrootte, demografische kenmerken als leeftijdsstructuur en voortplantingssucces, ...), (ii) de habitatkwaliteit en (iii) de evolutie van het areaal. Voor elk van deze criteria vraagt Europa specifieke gegevens op en we gaan na welke monitoringsinspanning dat veronderstelt als onderbouwing voor een prioritering.

In hoofdstuk vijf werken we deze strategie nader uit voor rivieronderpad als voorbeeldsoort, maar eerst overlopen we in hoofdstuk 4 de ecologische kenmerken van alle Natura 2000 soorten (met aanvullingen voor rivieronderpad in bijlage 2) en gaan we na welke gegevens al beschikbaar zijn (analyse van de aanbodzijde).

In het zesde hoofdstuk verkennen we de synergiemogelijkheden met de KRW. Een belangrijk verschilpunt is de rol van soorten. Voor de HR is de soort een doel en willen we precies weten of een soort ja dan neen voorkomt. Voor de KRW is de soort een middel en gebruiken we alleen de indicatieve waarden van de soorten om iets te zeggen over de toestand van het ecosysteem. Dat verschil maakt dat de optimale bemonsteringsstrategie voor beide richtlijnen niet noodzakelijk samenvalt. Per habitatrictlijnsoort onderzoeken we in hoeverre de HR-verplichtingen toch kunnen meeliften met het referentiemetnet.

In hoofdstuk zeven formuleren we ten slotte enkele besluiten. Ook hebben we aanbevelingen en een takenlijst voor de nabije toekomst opgenomen.

# Inhoud

<b>DANKWOORD</b> .....	<b>3</b>
<b>ENGLISH ABSTRACT</b> .....	<b>5</b>
<b>SAMENVATTING</b> .....	<b>6</b>
<b>1 INLEIDING</b> .....	<b>11</b>
1.1 De relatie tussen de KRW en de HR .....	11
1.2 Meetnetstrategie: steekproeftrekking en bemonstering .....	11
1.3 Doel en opbouw van het document .....	12
1.4 Aanpak en stand van zaken in enkele andere regio's .....	13
1.4.1 Brussels Hoofdstedelijk Gewest .....	13
1.4.2 Wallonië .....	13
1.4.3 Luxemburg .....	14
1.4.4 Nederland .....	14
1.4.5 Frankrijk .....	14
1.4.6 Duitsland .....	15
<b>2 WAARNEMING VAN VISSOORTEN</b> .....	<b>16</b>
2.1 Basismodel .....	16
2.1.1 Twee stappen of schaalniveaus van een waarneming .....	16
2.1.2 Steekproeftrekking .....	16
2.1.3 Bemonstering .....	17
2.2 Afweging tussen steekproeftrekking en bemonstering .....	17
2.2.1 Precisie van het kenmerk .....	17
2.2.2 Kostenafweging .....	18
2.2.3 Voorbeelden uit de literatuur .....	19
2.3 Bemonsteringsstrategie voor afvissingen .....	20
2.3.1 Keuze van de vistechiek .....	20
2.3.2 Afgeviste rivierlengte .....	21
2.3.3 Periode en tijdstip van bemonstering .....	21
2.3.4 Impact van het doel van de gegevensinzameling .....	22
2.4 Abundantiebepalingen met depletie .....	22
2.4.1 Knelpunt bij abundantiebepalingen .....	22
2.4.2 Catch Per Unit Effort .....	23
2.4.3 Vangst-merk-hervangst of depletie? .....	24
2.4.4 Schatten van de absolute abundantie bij depletie .....	24
2.4.5 Bayesiaanse analyse .....	25
2.5 Bepaling van de aanwezigheid van een soort .....	26
2.5.1 Aan- en afwezigheid van een soort .....	26
2.5.2 Detectie- en trefkans .....	26
2.5.3 Aantal veldbezoeken of trajecten nodig .....	26
2.5.4 Arealonderzoek in Nederland voor Natura 2000 vissoorten .....	27
2.5.5 Adaptieve steekproeftrekking ( <i>adaptive sampling</i> ) .....	28
2.5.6 DNA-barcoding (e-DNA) .....	28
2.5.7 Analyse van gegevens met een overmaat aan nullen .....	29
2.6 Lengte en gewicht .....	29
<b>3 VRAAGANALYSE VAN DE INFORMATIEBEHOEFTE VOOR DE VISFAUNA VAN DE HABITATRICHTLIJN</b> .....	<b>31</b>
3.1 Algemene monitoringsvereisten voor soorten .....	31

3.1.1	Bepalingen van de Habitatrichtlijn .....	31
3.1.2	Vraaganalyse van de Natura 2000 rapportering .....	31
3.2	Opvolgen van de populatiegrootte (abundantie).....	32
3.2.1	Definitie en belang van de populatiegrootte .....	32
3.2.2	Beoordeling van de SVI voor de populatiegrootte .....	32
3.2.3	Kennislacunes en methodologische knelpunten.....	33
3.2.4	Meetnetstrategie .....	34
3.3	Volgen van de grootte van het areaal (verspreiding) .....	36
3.3.1	Definitie en belang van het areaal .....	36
3.3.2	Beoordeling van de SVI voor het areaal.....	37
3.3.3	Kennislacunes en methodologische knelpunten.....	37
3.3.4	Meetnetstrategie .....	38
3.4	Opvolgen van de kwaliteit van het leefgebied .....	39
3.4.1	Definitie en belang van de kwaliteit van het leefgebied.....	39
3.4.2	Beoordeling van de SVI voor de habitatkwaliteit .....	40
3.4.3	Kennislacunes en methodologische knelpunten.....	40
3.4.4	Meetnetstrategie .....	40
3.5	Toekomstperspectieven .....	42
<b>4</b>	<b>OVERZICHT NATURA 2000 VISSOORTEN .....</b>	<b>44</b>
4.1	Werkwijze.....	44
4.1.1	Structuur van de soortenbespreking .....	44
4.1.2	Vissoorten van de Habitatrichtlijn .....	44
4.1.3	Voornaamste literatuurbronnen .....	45
4.2	Rivierdonderpad ( <i>Cottus</i> spp.).....	46
4.2.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	46
4.2.2	Ecologische kenmerken .....	46
4.2.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	46
4.2.4	Areaal (verspreiding) .....	46
4.2.5	Bemonstering .....	48
4.2.6	Beschikbare gegevens.....	48
4.3	Beekprik ( <i>Lampetra planeri</i> ).....	49
4.3.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	49
4.3.2	Ecologische kenmerken .....	50
4.3.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	50
4.3.4	Areaal (verspreiding) .....	50
4.3.5	Bemonstering .....	51
4.3.6	Beschikbare gegevens.....	51
4.4	Bittervoorn ( <i>Rhodeus sericeus</i> ).....	52
4.4.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	52
4.4.2	Ecologische kenmerken .....	52
4.4.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	53
4.4.4	Areaal (verspreiding) .....	53
4.4.5	Bemonstering .....	54
4.4.6	Beschikbare gegevens.....	54
4.5	Grote modderkruiper ( <i>Misgurnus fossilis</i> ).....	56
4.5.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	56
4.5.2	Ecologische kenmerken .....	56
4.5.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	56
4.5.4	Areaal (verspreiding) .....	57
4.5.5	Bemonstering .....	58
4.5.6	Beschikbare gegevens.....	58
4.6	Kleine modderkruiper ( <i>Cobitis taenia</i> ).....	59

4.6.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	59
4.6.2	Ecologische kenmerken .....	59
4.6.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	60
4.6.4	Areaal (verspreiding) .....	60
4.6.5	Bemonstering .....	61
4.6.6	Beschikbare gegevens .....	61
4.7	Barbeel ( <i>Barbus barbus</i> ) .....	62
4.7.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	62
4.7.2	Ecologische kenmerken .....	62
4.7.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	63
4.7.4	Areaal (verspreiding) .....	64
4.7.5	Bemonstering .....	65
4.7.6	Beschikbare gegevens .....	65
4.8	Rivierprik ( <i>Lampetra fluviatilis</i> ) .....	66
4.8.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	66
4.8.2	Ecologische kenmerken .....	66
4.8.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	66
4.8.4	Areaal (verspreiding) .....	67
4.8.5	Bemonstering .....	67
4.8.6	Beschikbare gegevens .....	68
4.9	Fint ( <i>Alosa falax</i> ) .....	68
4.9.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	68
4.9.2	Ecologische kenmerken .....	69
4.9.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	69
4.9.4	Areaal (verspreiding) .....	70
4.9.5	Bemonstering .....	71
4.9.6	Beschikbare gegevens .....	71
4.10	Zalm ( <i>Salmo salar</i> ) .....	71
4.10.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	71
4.10.2	Ecologische kenmerken .....	71
4.10.3	Habitatvereisten en bedreigingen .....	72
4.10.4	Areaal (verspreiding) .....	72
4.10.5	Bemonstering .....	73
4.10.6	Beschikbare gegevens .....	73
<b>5</b>	<b>VOORBEELDSOORT: RIVIER- EN BEEKDONDERPAD .....</b>	<b>75</b>
5.1	Bepalen van toestand en trends in abundantie .....	75
5.1.1	Meetvariabelen (wat meten we en waarom?) .....	75
5.1.2	Achtergrondvariabelen (milieu- en meetomstandigheden) .....	75
5.1.3	Steekproeftrekking (waar en met welke frequentie meten?) .....	75
5.1.4	Bemonstering (hoe en wanneer meten?) .....	76
5.1.5	Tijdsinvestering per meetplaats op jaarbasis .....	76
5.1.6	Samenvattende tabel .....	76
5.2	Areaal (verspreiding) .....	77
5.2.1	Meetvariabelen (wat meten we en waarom?) .....	77
5.2.2	Achtergrondvariabelen (milieu- en meetomstandigheden) .....	77
5.2.3	Steekproeftrekking (waar en met welke frequentie meten?) .....	77
5.2.4	Bemonstering (hoe en wanneer meten?) .....	77
5.2.5	Tijdsinvestering per meetplaats op jaarbasis .....	78
5.2.6	Samenvattende tabel .....	78
5.3	Habitatkwaliteit .....	78
5.3.1	Meetvariabelen (wat meten we en waarom?) .....	78
5.3.2	Achtergrondvariabelen (milieu- en meetomstandigheden) .....	79

5.3.3	Steekproeftrekking (waar en met welke frequentie meten?).....	79
5.3.4	Bemonstering (hoe en wanneer meten?) .....	79
5.3.5	Tijdsinvestering per meetplaats op jaarbasis .....	79
5.3.6	Samenvattende tabel .....	79
5.4	Aanpak in naburige regio's .....	80
5.4.1	Wallonië .....	80
5.4.2	Nederland.....	80
<b>6</b>	<b>INTEGRATIE IN HET TOEKOMSTIGE REFERENTIEMEETNET.....</b>	<b>82</b>
6.1	Mogelijke knelpunten .....	82
6.1.1	Kwaliteit van het steekproefkader.....	82
6.1.2	Areaal en talrijkheid van een soort .....	82
6.1.3	Bemonsteringsstrategie.....	83
6.1.4	Waarnemingsseizoen .....	83
6.1.5	Bemonsteringsinspanning .....	83
6.2	De zoetwatervissen .....	83
6.3	Verspreiding van diadrome vissoorten in het Scheldedistrict.....	86
<b>7</b>	<b>ENKELE CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN.....</b>	<b>88</b>
7.1	Het steekproefkader.....	88
7.2	De bemonstering .....	88
7.3	Aanvullende studies .....	89
<b>8</b>	<b>BIJLAGE I. AFKORTINGENLIJST .....</b>	<b>90</b>
<b>9</b>	<b>BIJLAGE II. NADERE INFORMATIE OVER RIVIER- EN BEEKDONDERPAD .....</b>	<b>91</b>
9.1	Voornaamste literatuurbronnen .....	91
9.2	Ecologische kenmerken .....	91
9.3	Habitatvereisten en bedreigingen.....	92
9.4	Voorkomen en verspreiding.....	93
9.5	Bemonstering.....	94
9.6	Beschikbare gegevens .....	95
	<b>LIJST VAN FIGUREN.....</b>	<b>97</b>
	<b>LIJST VAN TABELLEN .....</b>	<b>98</b>
	<b>LITERATUURLIJST.....</b>	<b>99</b>

# 1 Inleiding

## 1.1 De relatie tussen de KRW en de HR

In dit document ontwikkelen we een steekproef- en bemonsteringsstrategie voor de periodieke rapportering van de staat van instandhouding van vissen en rondbekken in de Vlaamse waterlopen voor de Habitatrichtlijn (HR) en onderzoeken we de synergiemogelijkheden met een meetnet nodig voor de Kaderrichtlijn Water (KRW). Voor een goede staat van instandhouding van de Natura 2000 soorten zijn er drie criteria van belang: (i) de toestand en trend van de soortenpopulatie (populatiegrootte, demografische kenmerken als leeftijdsstructuur en voortplantingssucces, ...), (ii) de habitatkwaliteit en (iii) de evolutie van het areaal.

Een uitgebreide vraaganalyse naar de hiermee corresponderende informatiebehoefte is terug te vinden in de synthesesnota van Adriaens et al. (2011). Hier beperken we ons tot de invulling van de Europese informatiebehoefte van de Habitatrichtlijn en de afstemmingsmogelijkheden met de Kaderrichtlijn Water. Eventuele extra vragen van het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB) komen hier dus niet aan bod. Het concrete ontwerp van het meetnet (bepaling van de steekproefgrootte en de concrete steekproeftrekking, keuze van bemonsteringsstrategie en veldprotocollen) zal eveneens later uitgewerkt worden.

Het is belangrijk om in het oog te houden dat de rol van de visfauna verschillend is voor de Kaderrichtlijn Water en de Habitatrichtlijn. Voor de KRW gaat het om de ecologische basiskwaliteit van het watersysteem en zijn de aquatische soorten een middel om de toestand van het ecosysteem te evalueren. De indicatieve waarde van soorten is hier van belang en vooral verschuivingen in de soortensamenstelling dienen als spiegel voor het functioneren van het ecosysteem. Voor de HR staat de bescherming van de soorten en de habitatten waarin ze voorkomen centraal (bijlage II en IV soorten). Een soort is het doel. We willen weten of de soort effectief voorkomt en in welke hoedanigheid om te evalueren of de bescherming van de soort voldoende is.

Het verschil in benadering kan ervoor zorgen dat de steekproeftrekking en de bemonstering voor beide richtlijnen niet noodzakelijk samenvalt. Op basis van een evaluatie van het huidige zoetwatervismetnet is beslist om de meetnetten samen te voegen in een gemeenschappelijk referentiemetnet waarbij een verdichting voor sommige habitatrichtlijnsoorten mogelijk is (Geeraerts & Quataert, 2012). Wel is er ruimte voorzien om de bemonsteringsinspanning te verhogen als dat voor de aanwezigheid en/of abundantie van een soort nodig is. In dit rapport zullen we daarom vooral aandacht besteden aan dit laatste aspect en aangeven wanneer een verfijning nodig is.

## 1.2 Meetnetstrategie: steekproeftrekking en bemonstering

De ruimtelijke en temporele variabiliteit op een landschaps- of regionale schaal is essentieel verschillend van de lokale variabiliteit. Dat moeten we goed in het oog houden bij de uitwerking van de monitoring van de soorten. In essentie bestaat de waarneming van een soort uit twee stappen: eerst selecteren we een meetplaats uit het leefgebied van de soort en vervolgens bepalen we de toestand van de soort op die meetplaats. De meetinspanningen moeten we evenwichtig verdelen over de steekproeftrekking en bemonstering. Meer specifiek in een context van de visserij zien de meeste meetnetontwerpers het hoogste schaalniveau vaak over het hoofd (Bohlin et al., 1991). Het eerste, hoogste niveau is volgens Bohlin het "stock" niveau en het laagste niveau het "site" niveau. Als we lokaal een meetplaats al te nauwkeu-

rig willen bemonsteren, dan zullen er geen middelen meer overblijven voor een voldoende grote en representatieve steekproef.

Voor een representatieve steekproeftrekking van de meetplaatsen is een degelijk steekproefkader nodig. Als er systematisch een aantal typen van het leefgebied ontbreken, dan zullen we een vertekend beeld krijgen van de toestand en trend van de soort. Hiertoe is het heel belangrijk dat we het leefgebied zo goed mogelijk kunnen omschrijven en operationaliseren in een goed gedefinieerd steekproefkader. Het is niet zo eenvoudig om ecologische kennis van een soort door te vertalen naar het potentiële leefgebied. Meestal gaan we uit van gekende vindplaatsen van een soort, maar dat kan aanleiding geven tot een sterke onderschatting. Ook pikken we hiermee geen kolonisatie van nieuwe gebieden op. Als we echter een groter aandeel van het potentiële leefgebied willen opvolgen, dan zal dat de kostprijs sterk opdrijven. Voor een kosteneffectieve aanpak is bijgevolg een doordachte steekproefstrategie nodig met aandacht voor een zo scherp mogelijk gedefinieerd steekproefkader dat toch de essentiële componenten van het leefgebied omvat.

De knelpunten bij de bemonstering liggen totaal anders. Hier worden we geconfronteerd met een soms heel hoge natuurlijke variabiliteit (temporeel en spatiaal) die geen enkele indicatie geeft van eventuele al dan niet negatieve antropogene invloeden. Een goed doordachte bemonsteringsstrategie moet de natuurlijke variabiliteit zo veel mogelijk afvlakken. Soorten komen vaak in clusters en/of patches voor. Als de lokale bemonstering te beperkt is, dan zal de variatie tussen de meetplaatsen eerder de lokale variabiliteit weerspiegelen dan fundamentele verschillen. Daarom moeten we het proefvlak of meettraject voldoende groot kiezen en/of een voldoende aantal meetpunten binnen een meetplaats selecteren om de variabiliteit uit te middelen. Daarnaast zijn er belangrijke temporele biologische variaties: binnen een dag (naargelang het dag/nacht ritme van een soort), van dag tot dag (bijvoorbeeld wegens verschillende weersomstandigheden), tussen de seizoenen en over de jaren heen. Hier kunnen we de variabiliteit a priori elimineren door alleen in het meest relevante seizoen en op het goede moment van de dag te meten.

### **1.3 Doel en opbouw van het document**

De som van de steekproef- en de bemonsteringsstrategie van een meetnet is de meetnetstrategie. Een eerste doel van deze tekst is een verkenning en afweging van de voornaamste strategieën voor de Natura 2000 vissoorten. Vervolgens zullen we uitgaande van deze contouren een blauwdruk van het Natura 2000 meetnet voor visfauna schetsen. Een keer hierover een consensus is, kunnen we de grote lijnen verder in detail uitwerken en concretiseren.

Om de rest van de tekst te ontlasten van technische details, starten we in hoofdstuk twee met een methodologische discussie over de waarneming van vissoorten (steekproeftrekking en bemonstering). Hiermee proberen we ook alle relevante vereisten en randvoorwaarden voor een gedegen monitoring van (vis)soorten overzichtelijk samen te brengen in één hoofdstuk.

In hoofdstuk drie "Vraaganalyse van de informatiebehoefte van de visfauna van de Habitatrichtlijn" analyseren we meer specifiek de methodologische vereisten en randvoorwaarden in de context van Natura 2000. Hierbij concentreren we ons in de eerste plaats op de monitoring van de Natura 2000 soorten op een landelijke schaal. Toch zijn bepaalde soorten zo zeldzaam dat de monitoring alleen op een lokale schaal zinvol is, gekoppeld aan het beheer en/of een soortenbeschermingsplan.



Hoofdstuk vier geeft hiervoor een eerste aanzet door alle vissoorten van de Habitatrictlijn kort te bespreken en aan te geven welke gegevens er al beschikbaar zijn. In hoofdstuk vijf passen we het algemene kader en de principes geschetst in hoofdstukken twee en drie toe op rivier- en beekdonderpad. Hiermee geven we een voorbeeld voor zoetwatervissen. In de appendix illustreren we met rivierprik als voorbeeldsoort de aanpak voor anadrome migratoren. Uiteraard zullen specifieke aanpassingen voor de andere soorten binnen elke groep nodig zijn.

Hoofdstuk zes maakt tenslotte een schets van hoe we het Natura 2000 meetnet kunnen integreren in of afstemmen op het referentiemeetnet.

In het resterende deel van dit hoofdstuk geven we nog een overzicht van de aanpak en stand van zaken in een aantal andere regio's van de Europese Unie.

## **1.4 Aanpak en stand van zaken in enkele andere regio's**

### **1.4.1 Brussels Hoofdstedelijk Gewest**

In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest komt enkel bittervoorn voor. Van de andere Natura 2000 soorten zijn er vooralsnog geen meldingen. De monitoring in functie van de KRW (Triest et al., 2008) gaf een eerste zicht op de actuele verspreiding en de populatiegrootte van bittervoorn. Een eerste vergelijking tussen staalnamen uit 2004 en 2007 vond al plaats. Maar deze aanpak is weinig specifiek en eigenlijk gericht op de bepaling van de ecologische toestand met de Index voor Biotische Integriteit Brussel (IBIB). Triest et al. (2008) bespreken de meetnetstrategie van vijf organismegroepen (macrofyten, diatomeeën, fytoplankton, macrofauna en visfauna). Deze groepen worden opgevolgd en geïnterpreteerd aan de hand van auto-ecologische kenmerken van de soorten (soort als middel om de waterkwaliteit te bepalen).

Daarenboven dekt het huidige meetnet niet alle watertypen waar bittervoorn potentieel kan voorkomen. Vangstlocaties zijn gericht gekozen in functie van geografische positie (in- en uitgang gewest, bronzones, ...). De Woluwe, Roodkloosterbeek, Zenne, het Zennekanaal, de grote Bosvoorde vijver, de lange vijver van het Woluwepark en de vijver van het Terbronnenpark maken deel uit van het steekproefkader. Het bemonsteringsprotocol schrijft voor dat er het best gevist wordt in de periode maart-juni en/of september-oktober. Naargelang het type water wordt er wadend of per boot gevist en worden verschillende technieken gebruikt (elektrisch vissen – conform CEN-nota (2002) of fuiken).

In Van Calster & Bauwens (2010) wordt de veldwerkinspanning voor de opvolging van bittervoorn geschat op 12 mandagen per jaar, indien het bestaande protocol wordt voortgezet.

### **1.4.2 Wallonië**

Volgens Thierry Demol van de *Service public de Wallonie* (SPW) bestaat er in Wallonië geen meetnetstrategie voor Natura 2000 vissoorten. Men gebruikt dezelfde gegevens als verzameld in het kader van de KRW om de eenvoudige reden dat zij onderbemand zijn.

In Wallonië wordt één meetpunt per waterlichaam bemonsterd in het geval vissen een goede indicator zijn. Op diezelfde meetplaatsen worden ook diatomeeën, macro-invertebraten, planten, hydromorfologische en fysische kwaliteitselementen gemeten.

De meetplaatsen worden ter plaatse gekozen om de lokale representativiteit binnen het waterlichaam te garanderen.

Voor de waterlopen die wadend te bemonsteren zijn, gebeuren steeds twee passages met afzetnetten (in de vlagzalm en barbeel zones), behalve als er een werkelijke "stop" bestaat zoals een stuw of waterval. In de forelzone worden geen afzetnetten gebruikt. Men gebruikt één anode voor een waterloopbreedte van vijf tot zeven meter.

In de waterlopen die niet wadend bemonsterd kunnen worden, wordt per boot gevist over een afstand van 500 m tot 700 m, met één anode op een breedte van ongeveer twee meter bij de oevers. Vanaf dit jaar (2011) – zo meldt Thierry Demol – "begint mijn collega Sambo Kabimbi Ngoy proeven met fuiken op dezelfde meetplaatsen en dagen als er elektrisch gevist wordt en dit voor de KRW kanalen en zeer grote rivieren (Maas, Schelde,...)".

**In Wallonië maakt men gebruik van de index voor riviervissen (IBIP) bij de bemonsteringen voor de KRW.** IBIP is een methode afgeleid van IBI (Karr, 1981) en is samengesteld uit zes metrieken m.b.t. de specifieke rijkdom (inheemse en niet-inheemse soorten), leeftijdsklassen en waterkwaliteit (aantal tolerante individuen, percentage rivierdonderpadden/modderkruipers). De natuurlijke waterlopen worden wadend bevestigd en de waterloop wordt over de gehele breedte onderzocht. Riviervakken van 150 meter worden bemonsterd. De grote gekanaliseerde waterlopen en kanalen worden met een boot bevestigd over een traject van één kilometer (in dat geval wordt enkel een strook van twee meter bij de oevers onderzocht). Dit gebeurt één keer per drie jaar op de toestand en trend monitoringlocaties. De IBIP is voor alle natuurlijke waterlopen meegenomen tijdens de Europese interkalibratie-oefening.

#### 1.4.3 Luxemburg

De KRW monitoring in Luxemburg verloopt volgens de norm NF-T 90-344 m.b.t. de IPR (vis-index rivieren), ook FBI (*Fish Based Index*) genoemd, van mei 2004. Monsterneming gebeurt door elektrisch vissen en sondering per biotoopzone.

#### 1.4.4 Nederland

In Nederland ontwikkelden Spikmans et al. (2011) binnen de context van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) een strategie om beek- en poldervissen op te volgen en meer bepaald de doelsoorten van de Habitatrichtlijn: bittervoorn, beek- en rivierprik, rivier- en beekdonderpad, grote en kleine modderkruiper. De hoofddoelstelling van dit NEM-meetnet is gericht op de opvolging in de tijd van de verspreiding per doelsoort (areaal). Om de verspreiding te bepalen wordt gekeken naar aan- of afwezigheid van doelsoorten in een gerichte keuze van kilometerhokken zoals afgeleid uit kanskaarten, onderbouwd met modellen die voorspellen waar een soort potentieel kan voorkomen. Dit gericht atlasproject laat toe de verspreidingsgegevens eens om de zes jaar te actualiseren op een schaal van 10 x 10 km. Een secundaire doelstelling is de abundantie van de vissen in de tijd te volgen (van de waargenomen soorten worden de aantallen per lengteklasse geteld). Hierbij krijgen metingen in Natura 2000 gebieden speciale aandacht.

#### 1.4.5 Frankrijk

In 1990 werd in Frankrijk een monitoringsprogramma voor zoetwatervissen opgestart, dat in 1995 uitgebreid werd tot het hele riviersysteem. De bedoeling van het onderzoek was het opzetten van een spatiale en temporele referentiedatabank om jaarlijkse veranderingen op te volgen en een chronologische serie op te starten om lange termijn trends te verkrijgen (Poulet et al., 2011). Tegenwoordig neemt het *Office national de l'eau et des milieux aquatiques* (Onema) de monitoring van een aantal van deze plaatsen waar in het kader van de KRW.

Gedurende perioden met laag debiet (mei-oktober) wordt een gestandaardiseerd elektrovisserij protocol gebruikt voor het bemonsteren van de locaties. De bemonsteringsprotocollen worden ontworpen afhankelijk van de rivierbreedte en -diepte. Rivieren worden wadend (meestal door *two-pass removal* = depletie) bemonsterd, terwijl in grotere rivieren fractioneel bemonsterd wordt. In grote rivieren werden een aantal strategieën met succes uitgetest: *point abundance sampling* (Persat & Copp, 1989) werd in de jaren 1990 gebruikt en

*habitat units* (Lamouroux et al., 1999) werd in 1995 geïntroduceerd. Sinds de implementatie van de KRW volgen de protocollen de aanbevelingen van de *European Committee for Standardization's standard* (CEN, 2002).

*Il existe des opérateurs locaux (ex. Réserves/Parcs naturelles, syndicat de rivières...) qui sont chargés de Natura 2000 et qui font appel à des compétences spécifiques (pour les poissons nou, ou les fédérations de pêches ou des Bureau d'étude privés). Il n'y a pas eu de méthode spécifique et quand des pêches ont été réalisées c'était généralement des pêches complètes à plusieurs passages (Pers. Comm. Nicolas Roset).*

Protocol voor het bemonsteren: norm NF-T 90-344 m.b.t. de IPR (visindex rivieren), ook FBI (Fish Based Index) genoemd, van mei 2004.

#### 1.4.6 Duitsland

Voor de KRW wordt er als volgt gemonitord: in een 200-500 m lang waterdeel dat representatief is voor het waterlichaam wordt een elektrische strookbevissing uitgevoerd. De bemonstering gebeurt naargelang de diepte van het water wadend of met de boot. De aanwezige soorten en de leeftijdsopbouw ervan worden onderzocht. Voor de beoordeling wordt de *Fibs* berekend. De berekening van 15 verschillende indices maakt de individuele beoordeling van zes kwaliteitskenmerken mogelijk, waaruit als eigenlijke beoordelingsgrootheid de ecologische toestandsklasse voor de kwaliteitscomponent visfauna wordt berekend.

## 2 Waarneming van vissoorten

In hoofdstuk drie ontwikkelen we een meetnetstrategie om de toestand van de Natura 2000 vissoorten op een landelijke schaal op te volgen en in hoofdstuk vijf werken we deze strategie verder uit voor rivierdonderpad als voorbeeldsoort. Om deze hoofdstukken te ontlasten van technische details, brengen we hier enkele methodologische vraagstukken bij elkaar i.v.m. de waarneming van soorten. Hiertoe zullen we vaak refereren naar een vereenvoudigd basismodel dat de waarneming van een soort beschrijft als een proces in twee stappen.

### 2.1 Basismodel

#### 2.1.1 Twee stappen of schaalniveaus van een waarneming

De eerste stap bij de waarneming van een soort is de steekproeftrekking uit het leefgebied ervan met als (gewenst) resultaat een reeks meetplaatsen die representatief zijn voor het leefgebied als geheel. De tweede stap is de bemonstering van de meetplaats om er de toestand van de soort op te meten aan de hand van een aantal kenmerken zoals de aan- of afwezigheid, abundantie, leeftijdsstructuur of voortplanting. Symbolisch stellen we deze twee stappen als volgt voor:

$$\text{Waarneming} \rightarrow \text{Steekproeftrekking} + \text{Bemonstering} \quad (1)$$

De kerngedachte hierbij is dat we twee schaalniveaus moeten onderscheiden voor de bepaling van de toestand van een soort. Bij de steekproeftrekking willen we de ruimtelijke variabiliteit op een regionale schaal zo representatief mogelijk in beeld brengen. Bij de bemonstering is het doel de lokale variabiliteit binnen een meetplaats zo goed mogelijk te ondervangen, anders wordt de bemonsteringsfout op de meetresultaten heel groot.

Aan beide schaalniveaus moeten we apart voldoende aandacht besteden. Vanuit een meetnetperspectief is het niet altijd even noodzakelijk een meetplaats heel nauwkeurig in kaart te brengen. We moeten de middelen hiervoor afwegen ten opzichte van de steekproeftrekking op regionaal niveau. Omgekeerd brengt elke meetplaats extra inrichtingskosten en verplaatsingskosten met zich mee en dat moeten we afwegen tegen de bemonsteringskosten. Deze afweging werken we verder uit in 2.2.2, maar eerst geven we hier de begrippen in (1) een nadere invulling.

#### 2.1.2 Steekproeftrekking

Voor een representatieve steekproeftrekking moeten we een steekproefkader opstellen dat zoveel mogelijk samenvalt met het potentiële leefgebied van de soort, wat niet eenvoudig is. In principe zouden we op basis van de ecologie van de soort kanskaarten kunnen opstellen, maar deze oefening veronderstelt voldoende gedetailleerde kaarten met informatie over het milieu. Een mogelijke eerste benadering is de som van (actuele en/of historische) vindplaatsen als steekproefkader aan te nemen, maar hiermee sluiten we haast per definitie nieuwe vindplaatsen uit. Parallel hiermee zou nieuw leefgebied opgespoord moeten worden, bijvoorbeeld door de registratie van ad hoc waarnemingen.

Grosso modo kunnen we twee typen steekproefkaders onderscheiden. Bij een discreet steekproefkader zijn de meetplaatsen goed herkenbare afzonderlijke eenheden (bijvoorbeeld waterlichamen); bij een continu steekproefkader zijn de steekproefelementen coördinaten die binnen het leefgebied van de soort vallen. In dat geval moeten we een gebied afbakenen in de omgeving van de coördinaten om een meetplaats af te bakenen. In beide gevallen beko-

men we dus een steekproefeenheid met een zekere oppervlakte die we kunnen opmeten om de toestand van de soort te bepalen.

### 2.1.3 Bemonstering

Tal van factoren bemoeilijken een gestandaardiseerde waarneming van een soort: de periode in het jaar wegens seizoenale variaties, het moment van de dag, de weersomstandigheden, de variatie van het milieu en de habitat binnen de meetplaats, ... Op deze factoren moeten we onze bemonsteringsstrategie afstemmen door een goede keuze van de periode, tijdstip, duur (inspanning), techniek en niet in het minst de meetpunten. Meetpunt gebruiken we hier heel generiek om aan te geven waar we effectief meten binnen een meetplaats. In feite kunnen we nooit echt een punt in de wiskundige betekenis van het woord opmeten. Het gaat altijd om een bepaalde oppervlakte rond een punt.

Een eerste mogelijkheid is een meetplaats als geheel op te meten via een volinventarisatie, bijvoorbeeld om alle soorten waterplanten te bepalen. Minder intensief is een of meerdere trajecten binnen het waterlichaam te definiëren. Dat kan aselekt of heel gericht, door ervoor te zorgen dat de trajecten alle habitattypen van de meetplaats omvatten. Een gerichte aanpak kan efficiënt zijn, maar houdt wel een groter risico in voor vertekening. Aan het andere eind van het spectrum is een aantal meetpunten te selecteren waarbinnen (eventueel) volgens een geijkte procedure deelmonsters samengevoegd worden in een mengmonster (bijvoorbeeld om de soortengemeenschap van diatomeeën te bepalen).

Voor afvissingen is een mogelijke aanpak de lengte van het traject te laten afhangen van de breedte en het type rivier zodat zoveel mogelijk habitattypen in het traject aanwezig zijn. Voor een onvertekende schatting van de toestand van een waterloop is deze strategie niet noodzakelijk, maar hiermee verhoogt de nauwkeurigheid van de bemonstering zodat er minder steekproefpunten nodig zijn.

## 2.2 Afweging tussen steekproeftrekking en bemonstering

Deze rubriek heeft als oogmerk de kostenafweging tussen de steekproef- en de bemonsteringsinspanning te verhelderen op basis van een vereenvoudigd wiskundig model. Voor een grondiger wiskundige benadering, zie o.a. Cochran (1983).

### 2.2.1 Precisie van het kenmerk

De ruimtelijke variabiliteit van een kenmerk op regionale schaal modelleren we met de variantie  $\sigma_s^2$ . De steekproeftheorie toont aan dat de steekproeffout (SF) van een kenmerk afgeleid uit een aselekte steekproef (we beschouwen hier alleen de meest eenvoudige kanssteekproef) recht evenredig is met de ruimtelijke variabiliteit en omgekeerd evenredig met de steekproefgrootte  $N$ :

$$\sigma_{SF}^2 = \frac{\sigma_s^2}{N} \quad (2)$$

Bovenstaande formule houdt geen rekening met bemonsteringsfouten (en meetfouten, die we hier samen beschouwen). We kunnen de bemonsteringsfout (BF) op een analoge manier modelleren als de steekproeffout. BF zal afnemen in functie van de bemonsteringsinspanning die we voorstellen met het symbool  $A$  (area) omdat de geïnventariseerde oppervlakte hiervoor vaak een maat is. Als  $\sigma_b^2$  de bemonsteringsfout voorstelt bij een eenheid van bemonsteringsinspanning ( $A = 1$ ), dan geldt (onder bepaalde voorwaarden) dat de bemonsteringsfout omgekeerd evenredig is met  $A$ :

$$\sigma_{BF}^2 = \frac{\sigma_B^2}{A} \quad (3)$$

Aangezien varianties additief zijn, moeten we de bemonsteringsfout toevoegen aan de ruimtelijke variabiliteit van het kenmerk:

$$\sigma_s^2 \rightarrow \sigma_s^2 + \frac{\sigma_B^2}{A} \quad (4)$$

Voor  $n$  meetplaatsen is de totale steekproeffout (TF) gelijk aan de som van de ruimtelijke variabiliteit en de bemonsteringsfout gedeeld door  $N$ :

$$\sigma_{TF}^2 = \frac{1}{N} \left\{ \sigma_s^2 + \frac{\sigma_B^2}{A} \right\} \quad (5)$$

Deze formule is analoog aan (2), maar nu hebben we rekening gehouden met de bemonsteringsfout (en de bemonsteringsinspanning).

### 2.2.2 Kostenafweging

Volgens (5) kunnen we de totale fout verminderen, zowel door de steekproefgrootte  $N$  als de meetinspanning  $A$  te verhogen. We hebben dus een keuze. Een optimaal ontwerp moet rekening houden met volgende kosten:  $K_S$  = kost per steekproefpunt (inrichting van de meetplaatsen en verplaatsingen),  $K_B$  = kost voor de bemonstering per eenheid van de bemonsteringsinspanning, zodat  $K_B \cdot A$  = de kost om een meetplaats te bemonsteren. Met een lineair kostenmodel (kosten evenredig met de inspanning) wordt de totale kost  $K_T$ :

$$K_T = N(K_S + A \cdot K_B) \quad (6)$$

Een optimaal ontwerp minimaliseert de totale fout  $\sigma_{TF}$  bij een vast beschikbaar budget  $K_T$ . Voor dit gebonden extremum probleem (minimaliseren van een functie onder een vaste randvoorwaarde) kunnen we de optimale bemonsteringsintensiteit  $A_o$  berekenen:

$$A_o = \frac{\sqrt{K_S} \sigma_B}{\sqrt{K_B} \sigma_S} \quad (7)$$

Substitutie van (7) in (6) geeft de optimale steekproefgrootte na omwerking:

$$N_o = \frac{K_T}{K_S + A_o \cdot K_B} = \frac{K_T}{K_S} \frac{\sqrt{K_S} \sigma_S}{\sqrt{K_S} \sigma_S + \sqrt{K_B} \sigma_B} \quad (8)$$

$A_o$  hangt niet af van het totale budget  $K_T$ . De optimale bemonsteringsinspanning is bijgevolg altijd gelijk, ongeacht het budget dat we ter beschikking hebben. Ook zijn alleen de verhoudingen tussen kosten en varianties van belang. We moeten bijgevolg niet de absolute kosten kennen om  $A_o$  te bepalen; een goede inschatting van de verhoudingen volstaat. Op basis van een kwalitatieve inschatting kunnen we de bemonsteringslast optimaal instellen.

Het is meer kosteneffectief om in de bemonstering te investeren wanneer:

- de steekproefkost  $K_S$  hoog is ten opzichte van de bemonsteringskost  $K_B$  wat vrij logisch is. Als de steekproefkost hoog is (bijvoorbeeld wegens hoge inrichtingskosten) dan besteden we beter meer middelen aan de relatief goedkope bemonstering.

- de variabiliteit ten gevolge van bemonstering  $\sigma_B$  hoog is t.o.v. de ruimtelijke variabiliteit  $\sigma_S$ . Het is beter verhoudingsgewijs meer middelen te investeren in het schaalniveau waar de onzekerheid het grootst is.

Ook deze laatste aanbeveling kunnen we logisch verklaren. Een lage regionale variabiliteit impliceert dat de meetplaatsen onderling weinig van elkaar verschillen. Er zijn bijgevolg weinig meetplaatsen nodig om een goed beeld te krijgen van de totale populatie en er komt meer ruimte vrij voor de bemonstering. Dezelfde redenering gaat op voor een lage lokale variabiliteit. In dat geval zijn de meetplaatsen vrij homogeen en bijgevolg kunnen we de lokale meetinspanning beperken. Afweging van beide ruisbronnen geeft bijgevolg de optimale verdeling van de lokale meetinspanning.

Een belangrijk element in de kosten zijn de verplaatsingen. Als meerdere bezoeken nodig zijn voor de bemonstering (bijvoorbeeld om dag-tot-dag variaties op te vangen), dan moeten we de verplaatsingskosten toewijzen aan de bemonstering, want bij elk bezoek is er een verplaatsing. Als de bemonstering slechts één bezoek vergt, dan horen de verplaatsingskosten bij de steekproefkost. Daarom moeten we altijd goed onderzoeken hoe we eventueel de precisie kunnen opdrijven door een meer intensieve, maar eenmalige lokale bemonstering. Mobile soorten zoals vissen zijn niet altijd in hetzelfde traject aanwezig, maar door meerdere trajecten binnen dezelfde meetplaats te bemonsteren, kunnen we eventueel dat probleem ondervangen. Ook (duurdere) bemonsteringstechnieken die slechts een eenmalig bezoek vergen, moeten we overwegen omdat we op die manier de verplaatsingskosten drukken.

Een belangrijke factor voor de bemonstering zijn de analysekosten. Bij zichtwaarnemingen vallen de kosten samen met de bezoektijd. Als nadien nog een determinatie (en/of verificatie) van de soorten of een analyse van lichaamsweefsel nodig is, kunnen de bemonsteringskosten snel oplopen. Hier geldt dus de omgekeerde beweging. Soms zijn heel elementaire technieken te verkiezen omdat op die manier meer middelen vrijkomen voor een breed opgezette steekproef, bijvoorbeeld wanneer de regionale variabiliteit groot is ten opzichte van de lokale variabiliteit.

### 2.2.3 Voorbeelden uit de literatuur

Een goede afweging tussen de regionale steekproeftrekking en lokale bemonstering kan veel middelen uitsparen. Om de kostenafweging mogelijk te maken, moeten we echter de grootte kennen van de variabiliteit op de verschillende ruimtelijke schaalniveaus zoals Lavoie (2005) onderzocht voor de bemonstering van diatomeeën. Southerland et al. (2009) toonden aan dat een intensieve bemonstering op het niveau van een meetplaats zelden aan te bevelen is. Uit hun studie kwam naar voor dat de precisie van de resultaten daalde door bij een vast budget de lokale bemonsteringsinspanning te verhogen. De reden is dat de steekproefvarianantie tussen waterlopen groter is dan binnen waterlopen en conform (7) is het dan voordeliger om meer meetplaatsen in de steekproef op te nemen. Een heel mooi uitgewerkt voorbeeld hiervan is Roy et al. (2007).

Deze auteurs onderzochten hoe ze de monitoring van twintig wijdverspreide vlinders in de UK konden optimaliseren. Het oorspronkelijk schema bestond uit 26 tellingen per meetronde (meetplaats) gespreid over het zomerhalfjaar (april–september). Door de tellingen te beperken tot de maanden juli en augustus (vliegperiode van de meeste vlinders), waren er slechts drie meetrondes nodig (i.p.v. 26 dus een winst van  $\approx 1/8$ ), maar wel twee keer zoveel meetplaatsen ( $\times 2$ ). Door de bemonsteringsinspanning te concentreren in de belangrijkste vliegperiode, konden ze ongeveer een factor vier winnen op de meetinspanning ( $1/8 \times 2 = 1/4$ ). Uiteraard moeten we hier wel (eenmalige) inrichtingskosten voor de extra meetplaatsen toevoegen. Voor slechts één soort (met een vliegpiek in het voorjaar) bleek deze aanpak on-

voldoende precies. Maar aangezien er geen indicaties waren dat de soort bedreigd was, werd dat niet als een probleem aangevoeld.

Een extra voordeel van de vereenvoudigde aanpak was een verhoogd geografisch bereik. Door het aantal veldbezoeken per jaar van 26 tot drie te beperken, was het meer haalbaar om vrijwilligers in te schakelen voor minder rijke vlindergebieden zodat het steekproefkader meer representatief was voor de totale vlinderpopulatie. Niettemin bleef het aantal vlinderroutes vrij hoog in het voorstel: gemiddeld 430 vlinderroutes per soort (door rekening te houden met overlap in het verspreidingsgebied was het wel mogelijk het totaal aantal routes te beperken). Maar de instelwaarden voor de dimensionering zijn ook hoog gegrepen: een daling in de abundantie met een kwart (25%) binnen de 10 jaar detecteren met een onderscheidend vermogen van 80% bij een significantieniveau van 5%. Zeker de waarnemingsperiode is heel krap. Indien het voldoende is om een daling van 25% pas na 20 jaar te detecteren, zijn er slechts een vijftig meetrondes ( $\approx 1/8$ ) nodig, want de steekproefgrootte om een trend te detecteren is omgekeerd evenredig met de waarnemingsperiode tot de derde macht. Door de kleinere steekproef gaat de geografische resolutie verloren. Maar als het voornaamste doel een tijdige detectie van een grote achteruitgang op landelijke schaal is, kan een beperkt meetnet een goede start zijn om voor een groot aantal vlindersoorten de vinger aan de pols te houden. Een mogelijke tussenoplossing kan zijn om na te denken over de relevante strata en per stratum 50 meetplaatsen te installeren.

## 2.3 Bemonsteringsstrategie voor afvissingen

### 2.3.1 Keuze van de vistechniek

De keuze van vistuig is cruciaal. Veel factoren kunnen de vangstgegevens vertekenen zoals de maaswijdte en grootte van de netten (Kjelson, 1977). Bepaalde zones waar de vis zich preferentieel ophoudt, zijn niet altijd even toegankelijk voor het gebruikte vistuig. Naast een wisselende waterdiepte kunnen allerlei obstakels de vangst bemoeilijken. Vissen kunnen het vistuig ontwijken, vaak door visuele afschrikking. Het ontwijkingsgedrag is niet alleen soortafhankelijk, maar ook factoren als leeftijd en geslacht hebben een invloed. Bagenal (1979) toonde experimenteel aan dat het niet mogelijk is om aan de hand van één vistechniek een exact beeld te krijgen van de aanwezige visgemeenschap (Buysse et al., 2001).

Bagenal (1979) bespreekt afvissingen op drie Finse meren met zeven verschillende vistuigen om na te gaan of er een relatie bestond tussen de vangsten met de verschillende vistuigen en of een schatting van de populatiegrootte mogelijk was aan de hand van de vangsten van één vistuig. Eén meer werd behandeld met Rotenon en hierin werd een gekend aantal vissen uitgezet om de betrouwbaarheid van de populatieschattingen te controleren. Geen enkele vismethode bleek in staat om een goede schatting van de absolute populatiegrootte te maken en de verschillende vistuigen gaven eerder aanvullende informatie.

Uiteraard kunnen we in functie van de meetdoelstellingen, het watertype en de vissoort een optimale techniek kiezen, maar het elektrisch afvissen heeft als voordeel breed inzetbaar te zijn. Zeker in kleine, ondiepe en doorwaadbare waterlopen is elektrisch afvissen (CEN, 2002) de meest effectieve techniek, omwille van o.a. volgende redenen (Breine et al., 2001):

- Elektrovisserij is haast overal toepasbaar, behalve in polderwaterlopen en estuaria wegens een te hoge geleidbaarheid.
- Met deze methode kan de vis van tussen waterplanten en holle oevers worden weggevangen. Obstakels kunnen beter omzeild worden.
- Elektrische visvangst is heel weinig selectief. Met deze methode kunnen we alle jaar- klassen bemonsteren, inclusief juveniele en 0<sup>+</sup>-individuen (Persat & Copp, 1989). Soms kunnen kleine pelagische juveniele vissen (serpeling, kopvoorn, blankvoorn,



...) gemakkelijker gevangen worden met een fijnmazig net (Knaepkens et al., 2004; Peters, 2009).

Bij grotere rivieren is elektrische bemonstering minder effectief (Schneider & Korte, 2009). Alleen visfauna dicht bij de oever wordt geregistreerd, waardoor de vangst onvoldoende representatief is voor de hele rivier. Paling bijvoorbeeld leeft tussen de stenen aan de oever en is vaak sterk oververtegenwoordigd, terwijl pelagische (benthische) soorten als alver en roofblei, en anadrome soorten zwaar ondervertegenwoordigd zijn. Ook soorten en leeftijdscategorieën die zich in heel ondiepe oeverzones (buiten het bereik van de boot) ophouden, worden bij een elektrische bevissing vanaf een boot amper geregistreerd.

Voor soorten die zich bij voorkeur ver van de oever ophouden, kan een ankerkuil of een sleepnet getrokken door een boot, een oplossing bieden. Informatie kan ook vergaard worden via controlestations, zoals bijvoorbeeld aan vispassages. Maar controlestations aan vispassages van grote rivieren registreren slechts een miniem deel van de kleine en slanke soorten en werken selectief voor kleine, jonge vissen en voor stagnofiele soorten. Sommige vissoorten hebben moeite met vispassages omdat ze een te geringe sprintsnelheid ontwikkelen om de trappen te passeren en worden bijgevolg niet gedetecteerd (Schneider & Korte, 2009).

### 2.3.2 Afgeviste rivierlengte

Het bemonsterde traject moet alle karakteristieke riviereigenschappen (o.a. stroomkuilpatroon) omvatten om een goede representativiteit van de visgemeenschap te garanderen. Volgens de CEN-richtlijn (2002) moet de afgeviste rivierlengte minstens 50 m bedragen aan één of beide zijden (voor een grote rivier of kanaal met een breedte > 15 m).

- In het huidige zoetwatervismetnet (Van Thuyne & Belpaire, 1997) worden kleine waterlopen (type kleine beek) over een afstand van 100 m rivierlengte, stroomopwaarts en wadend met twee anoden bemonsterd. Het hele traject wordt slechts één keer doorlopen omdat twee anoden de hele breedte bestrijken. Dat zullen wellicht de meeste waterlopen zijn in het kader van HR.
- Voor grote rivieren en kanalen wordt telkens 250 m rivierlengte linkeroever en 250 m rivierlengte rechteroever afgevist. Hierbij gebruikt men elektrovisserij van op de boot, met twee anoden, één aan elke kant van de boot. Als een algemene richtlijn geldt het gebruik van één anode per vijf meter rivierbreedte. Deze afvismethode bemonstert in veel gevallen enkel de oeverzones ( $\pm 2$  m) en geeft geen representatief beeld van de totale visgemeenschap (zie ook hoger).

Volgens het afvisprotocol van het zoetwatervismetnet (Van Thuyne & Belpaire, 1997) is het voldoende om slechts een strook van 50 m met één elektrode af te vissen wanneer er geen vis gevangen of verwacht wordt (bv. wegens een duidelijk slechte waterkwaliteit). Deze strategie bemoeilijkt de gegevensanalyse en -interpretatie. Daarom stellen we voor ook onder deze omstandigheden de gewone aanpak te volgen.

### 2.3.3 Periode en tijdstip van bemonstering

Opeenvolgende staalnamen van eenzelfde waterloop moeten zoveel mogelijk op hetzelfde moment in het jaar gebeuren en onder dezelfde condities. Seizoenvariëaties bemoeilijken de interpretatie of beoordeling van de visstand. Leeftijdscategorieën die tijdelijk in uiterwaarden verblijven, moeten soms in krappe tijdsvensters geregistreerd worden. Hetzelfde geldt voor bemonstering van de paaimigratie en van migratoren. Een nadeel van deze aanpak is dat waterlopen onderling minder goed vergelijkbaar zijn. Maar voor een meetnet op programma-niveau zijn de individuele meetpunten minder van belang. Om een goede vergelijking tussen

strata mogelijk te maken, is een goede spreiding van de tijdstippen over de meetplaatsen binnen een stratum noodzakelijk.

Daarnaast zijn er technische beperkingen. Volgens de CEN-richtlijn (2002) mag er niet elektrisch gevist worden onder een watertemperatuur van 5°C omwille van een verminderde activiteit bij de vissen en een verminderde efficiëntie bij het bemonsteren. In Nederland wordt voor sommige soorten al een verminderde activiteit vastgesteld vanaf 10°C (Spikmans & Kranenbarg, 2008).

### 2.3.4 Impact van het doel van de gegevensinzameling

De bemonsteringsstrategie van het huidige zoetwatervismeetnet is goed afgestemd om conform de KRW de visindex te berekenen als maat voor de ecologische status van waterlichamen (Adriaenssens et al., 2002; Belpaire et al., 2000; 2010; Breine et al., 2004; Goffaux et al., 2001; Simons et al., 2002; Van Liefferinge et al., 2010). Vooral de soortensamenstelling als geheel is hiervoor van belang aangezien de meeste metrieken alleen gebaseerd zijn op de relatieve abundantie van soortengroepen (ecologische gilden). Voor de HR is echter precieze informatie over individuele soorten gewenst wat een gerichtere bemonsteringsinspanning vergt. Sommige soorten komen niet zo frequent voor en zijn niet zo eenvoudig te vangen zoals modderkruipers die zich diep in holle oevers verschuilen. Daarom is een eenmalige afvissing vaak onvoldoende en zijn andere meer arbeidsintensieve werkwijzen zoals depletie nodig.

## 2.4 Abundantiebepalingen met depletie

### 2.4.1 Knelpunt bij abundantiebepalingen

Met om het even welke vangstinspanning missen we een deel van de vispopulatie. Hierdoor bekomen we geen absolute maar relatieve cijfers van de werkelijke abundantie. We kunnen kwalitatieve cijfers wel gebruiken om de abundantie op te volgen relatief ten opzichte van de vorige keren in de veronderstelling dat de vangstefficiëntie constant is in de tijd (Angermeier & Smogor, 1995). Veel onderzoek toont echter aan dat deze veronderstelling vaak niet opgaat. Ook is het heel moeilijk om de vangstinspanning voldoende te standaardiseren.

Om toch benaderend absolute cijfers over de abundantie te bekomen, maken sommige afvisstrategieën een schatting van de vangstefficiëntie door meerdere keren dezelfde strook te bevissen. Bij depletie wordt er meerdere keren na elkaar gevist zonder de vissen tussenin terug te zetten. Uit het patroon van de vangstgegevens kunnen we de vangstefficiëntie afleiden en vervolgens de werkelijke abundantie schatten. Bij vangst-merk-hervangst worden de vissen wel teruggeplaatst na gemerkt te zijn. Uit de daaropvolgende hervangstfractie een paar dagen later (nadat de verstoring weggeëbd is) kunnen we de vangstefficiëntie afleiden en de werkelijke abundantie schatten.

Deze absolute methoden zijn arbeidsintensiever en bijgevolg duurder. Daarenboven gelden ook hier een aantal (mildere) voorwaarden (de vangstefficiëntie moet binnen een meetcyclus constant zijn en niet afhangen van de kenmerken van de individuele vissen zoals leeftijd en geslacht) die niet altijd vervuld zijn wegens verstoring en andere factoren die de vangstefficiëntie beïnvloeden. Omdat de meerwaarde van deze technieken niet altijd opweegt tegen de kosten, worden vaak toch relatieve methoden verkozen die ten opzichte van een bepaald referentiepunt een populatie-index in de tijd opvolgen in functie van de vangstinspanning. We bespreken eerst deze methode en de nadelen hieraan verbonden, vooraleer we in meer detail ingaan op depletiemetingen.

## 2.4.2 Catch Per Unit Effort

Een vaak gebruikte abundantie-index is de vangst per bemonsteringsinspanning (*catch per unit effort* = CPUE). Deze methode gaat uit van de veronderstelling dat de vangst (*catch*) recht evenredig is met de (werkelijke) abundantie en vangstinspanning:

$$C_t = q \cdot E_t \cdot N_t \quad (9)$$

waarbij

- $C_t$  = vangst op tijdstip  $t$ ;
- $E_t$  = vangstinspanning op tijdstip  $t$ ;
- $N_t$  = werkelijke abundantie op tijdstip  $t$
- $q$  = evenredigheidsconstante = proportie van de soort gevangen bij een eenheid van vangstinspanning (vangstcoëfficiënt = *catchability coefficient*).

Deze vergelijking kunnen we omrekenen naar het verband tussen CPUE (verhouding tussen de vangst en de inspanning) en abundantie:

$$CPUE = \frac{C_t}{E_t} = qN_t \Rightarrow CPUE \sim N_t \quad (10)$$

CPUE is proportioneel met de abundantie als  $q$  een constante is. Heel wat factoren kunnen  $q$  echter beïnvloeden (Maunder et al., 2006):

- Individuele kenmerken: selectiviteit op soort, geslacht, leeftijd of grootte, stadium in de levenscyclus, ...
- Populatiekenmerken: abundantie, populatiestructuur (horizontale en verticale distributie op een locatie), clusters, ...
- Milieu- en weersomstandigheden: het al dan niet voorkomen van obstakels, de activiteit van vissen hangt af van het weer, seizoenale variaties, ...
- Waarnemerseffecten: leercurve (ervaren vissers hebben meer inzicht in de locatie en het gedrag van vissen en zijn handiger met de apparatuur).

CPUE geeft weinig consistente resultaten als een deel van de populatie gevoeliger is aan de afvisapparatuur (Pope & Willis, 1996). Volgens een studie in meren van Smokorowski & Kelso (2001) is de gecumuleerde CPUE over een jaar geschikt om de abundantie van kleine – maar niet voor grote vissen – op te volgen. Voor grote vissen werd wel een goede relatie gevonden tussen de *CPUE x gewicht van de vangst* (bCPUE) en de biomassa. De auteurs geven niet direct een verklaring voor deze empirische verbanden, maar een mogelijke reden is dat er veel minder grote dan kleine vissen zijn. Daarom is het wellicht beter de abundantie van de grote vissen te wegen (letterlijk en figuurlijk) met het gewicht van de totale vangst.

*Annual CPUE was found to be a suitable surrogate for abundance (N) of small fishes; CPUE x mean weight of the catch (bCPUE) was a suitable surrogate for biomass (B) of large fishes.*

Ondanks het problematisch karakter ervan wordt CPUE vaak toegepast als een index voor de abundantie. Vooral het visserijbeheer, waar de vangstinformatie sowieso beschikbaar is, gebruikt CPUE (Harley et al., 2001). Maar de abundantie is zelden proportioneel met de abundantie over een hele geografische regio. Volgens Maunder et al. (2006) levert CPUE daarom weinig bruikbare informatie op voor het beheer van visgemeenschappen of ecosystemen.

### 2.4.3 Vangst-merk-hervangst of depletie?

Volgens Lockwood & Schneider (2000) is vangst-merk-hervangst in de meeste gevallen nauwkeuriger dan depletie. Tijdens de migratieperiode is depletie (in combinatie met afzetnetten) echter meer geschikt omwille van een kortere bemonsteringstijd.

Een Tsjechisch onderzoek naar het effect van multiple elektrovisserij bij de bepaling van de populatiestructuur van visgemeenschappen in kleine rivieren (60-80 km lang; 7.6-9 m breed), wees uit dat twee opeenvolgende afvissingen van hetzelfde traject geschikt zijn voor een precieze schatting van de soortensamenstelling in rivieren (Humpl & Lusk, 2006). De tijdsperiode tussen de twee afvissingen bedroeg 60 minuten. Volgens Baumgartner (2006) zijn tussen opeenvolgende vangsten echter minstens zes uur nodig om de effecten van verstoring te laten uitdoven.

Ook vanuit praktisch oogpunt is dat een goede zaak: met depletie kunnen de gegevens op één dag ingezameld worden, zodat een terugkeer niet nodig is en de kosten gedrukt. Daarom gaat bij een meetnet de voorkeur meestal toch uit naar depletie.

Depletie veronderstelt wel dat er bij elke bemonstering een voldoende groot aantal vissen uit de populatie verwijderd wordt (Lockwood & Schneider, 2000). Bij een lage dichtheid is het daarom moeilijk om goede resultaten te halen (Bertrand et al., 2006). Een oplossing is een langer traject af te vissen.

### 2.4.4 Schatten van de absolute abundantie bij depletie

Bij een tweevangstdepletie wordt hetzelfde traject tweemaal afgevisd. De vissen gevangen tijdens de eerste trek worden apart gehouden van de vissen gevangen tijdens de tweede trek. Seber & Le Cren (1967) leidden formules af om hieruit de absolute abundantie te berekenen en bespreken de randvoorwaarden:

$$\begin{cases} C_1 = p.N \\ C_2 = p.(N - C_1) \end{cases} \Rightarrow C_1 - C_2 = p.C_1 \Rightarrow \hat{p} = \frac{C_1 - C_2}{C_1} \quad (11)$$

$$\hat{N} = \frac{C_1}{\hat{p}} = \frac{C_1^2}{(C_1 - C_2)} \quad (12)$$

$$Var[\hat{N}] = \frac{C_1^2 C_2^2 (C_1 + C_2)}{(C_1 - C_2)^4} \quad (13)$$

waarbij:

- $N$  = ongekende populatiegrootte;  $C_1$  = aantal vissen gevangen en verwijderd tijdens de eerste stap;  $C_2$  = aantal vissen gevangen tijdens de tweede bemonstering.
- $P$  = vangstefficiëntie of vangstkans. Uit de afleiding van de formule blijkt dat deze waarde constant moet zijn; anders kunnen we  $p$  niet elimineren.

Uiteraard is een constante  $p$  een fundamentele beperking van de techniek. Daarnaast zijn volgens Lockwood & Schneider (2000) de resultaten van een tweevangst-depletie alleen onvertekend wanneer  $p \geq 0.8$  en zijn ze totaal onbetrouwbaar voor  $p \leq 0.2$  (minder dan 20% van de populatie per bemonstering gevangen). De modellen hebben ook moeite met vangstgegevens waarbij de aantallen toenemen, wat af en toe in de praktijk wordt vastgesteld.

De tweetrapsdepletie methode kunnen we tot meerdere opeenvolgende vangsten veralgemenen. Zippin (1958) beschrijft een grafische methode om de populatiegrootte  $N$  te bepalen op basis van het ML-principe (*maximum likelihood*) en werkt een benaderende formule uit voor de standaardfout (*standard error*):

$$\hat{p} = \frac{T_k}{k\hat{N} - X_k} \quad \text{met: } T_k = \sum_{i=1}^k C_i \quad \& \quad X_k = \sum_{i=1}^k (k-i)C_i \quad (14)$$

$$\text{Var}[\hat{N}] \cong \frac{T_k}{\frac{T_k^2}{\hat{N}(\hat{N}-T_k)} - \frac{(k\hat{p})^2}{(1-\hat{p})}} \Rightarrow \text{s.e.}[\hat{N}] \cong \sqrt{\text{Var}[\hat{N}]} \quad (15)$$

- $N$  = werkelijk aantal vissen; onbekende, afgeleid uit de reeks  $C_i$  = aantal vissen gevangen tijdens de  $i^{\text{de}}$  bemonstering met  $i = 1, 2, \dots, k$  (totaal aantal vangstbeurten)
- $T_k$  = som gevangen vissen na  $k$  vangsten,  $X_k$  = hulpvariabele

Het is echt cruciaal dat de vangbaarheid tussen opeenvolgende afvissingen constant blijft. Bij bodemvissen neemt de vangbaarheid soms toe bij opeenvolgende afvissingen (vangst 3 > vangst 2 > vangst 1) door activatie. Depletie riskeert bijgevolg minder goed te werken voor donderpad en modderkruiper. Voor een constante vangstkans moeten schattingen per soort en grootte gestratificeerd worden om selectiviteit op basis van het vangsttuig uit te schakelen. Ook bij lage watertemperaturen kunnen opeenvolgende staalnamen een grotere vangst opleveren in de tweede dan in de eerste staalname (Zippin, 1958).

#### 2.4.5 Bayesiaanse analyse

Bij depletie veronderstellen we niet alleen dat de vangstefficiëntie een constante is in de tijd, maar ook dat ze voor alle individuen gelijk is. Maar deze veronderstelling is zelden realistisch. Meestal worden de meest gevoelige individuen eerst weggevangen. Als gevolg hiervan neemt de vangstkans af, zelfs bij een gelijke vangstinspanning. Een analyse uitgaande van een constante vangbaarheid schat de vangstefficiëntie te hoog in en onderschat het aantal individuen (Mäntyniemi et al., 2005).

Carle & Strub (1978) houden rekening met ongelijke individuele vangstkansen door deze te modelleren met een bèta-distributie en bekomen hierdoor minder vertekende abundantieschattingen. Deze ad hoc oplossing is heel nauw verwant met een Bayesiaanse modellering (Mäntyniemi et al., 2005; Wyatt, 2003) waarbij de vangstkansen per definitie als variabel gedefinieerd worden. Deze aanpak laat toe om complexere modellen te formuleren die veel beter aansluiten bij de biologische werkelijkheid: er zijn niet alleen individuele verschillen die de vangbaarheid verminderen, maar ook leereffecten (ontwijkgedrag) en habitatverstoring.

Cruciaal voor de efficiëntie van de Bayesiaanse methoden is een goede formulering van hoe de vangstefficiëntie varieert over de individuen (Mäntyniemi et al., 2005). Hiertoe is ecologische kennis nodig over het gedrag van de dieren en over de vangstmethode. Indien hierover geen informatie voorhanden is, moet deze onzekerheid ingebouwd worden in het Bayesiaanse model. Om alle parameters voldoende nauwkeurig te schatten, zijn soms relatief veel (tot acht) afvissingen nodig wat in een meetnetcontext onhaalbaar is. Maar een Bayesiaanse benadering laat wel toe om bijvoorbeeld tijdens de pilootfase beter te begrijpen welke factoren een rol spelen als onderbouwing voor de veldprotocollen in een meetnet.

Ook zijn er met de Bayesiaanse modellen nog aandachtspunten. Een basisveronderstelling is dat de gemiddelde vangstefficiëntie daalt naarmate de afvissingen vorderen. Dat is niet het geval als de vissen door de eerste ronde gewekt en/of geactiveerd worden, bijvoorbeeld als ze diep in het sediment leven en/of 's nachts actief zijn, maar overdag bemonsterd worden (modderkruiper). Een tweede voorwaarde is dat de individuen zich onafhankelijk gedragen en dat er geen sociale interactie is, bijvoorbeeld bij vissen die in groep voorkomen (scholen) of een territoriaal gedrag vertonen. Ook blijft het noodzakelijk om de vissen voor de analyse op te delen in leeftijdsklassen of grootteklassen als we grote verschillen tussen deze groepen verwachten.

## 2.5 Bepaling van de aanwezigheid van een soort

### 2.5.1 Aan- en afwezigheid van een soort

Het is niet omdat een soort niet waargenomen wordt, dat ze niet aanwezig is. De strikte bepaling van de presentie van een soort kan een zeer grote bemonsteringsinspanning vragen. Sommige soorten zijn heel moeilijk waar te nemen. Zeldzaamheid en dichtheid spelen een rol, maar ook kenmerken van de soort (verborgen levenswijze, verstoringgevoeligheid) en de beschikbare kennis zijn belangrijke factoren. Inzicht in de onderliggende factoren en wat de impact ervan is, kan helpen om de bemonsteringsinspanning af te stemmen op een minimale fout en optimaal te doseren.

### 2.5.2 Detectie- en trefkans

De detectiekans is de (conditionele) kans dat we (met een bepaald waarnemingsprotocol) de soort detecteren, *gegeven dat* de soort op de meetplaats aanwezig is. Een verborgen en zeldzame soort is moeilijker te vinden dan een actievere en/of meer talrijke soort, maar veel hangt ook af van de gebruikte bemonsteringstechniek. De trefkans is de kans dat de soort aanwezig is op de meetplaats op het ogenblik van de waarneming, *gegeven dat* de soort wel in de omgeving voorkomt. Dat kan verband houden met de weersomstandigheden, het tijdstip van de dag of de periode in het jaar. Het product van beide kansen bepaalt de (totale) waarnemingskans.

Beide termen worden vaak door elkaar gebruikt. Toch is een onderscheid belangrijk omdat het over verschillende processen gaat. Naargelang de oorzaak van een lage waarnemingskans is een andere remedie nodig en zullen de kosten verschillen. De trefkans kunnen we verhogen door op het goede ogenblik de waarnemingen te plannen of door meerdere keren het gebied te bezoeken, wat de verplaatsingskost kan opdrijven. De detectiekans kunnen we verbeteren door intensiever te zoeken en/of de methodiek aan te passen. Hierdoor verblijven we langer op het terrein, maar hiermee zijn er geen extra verplaatsingskosten gemoeid.

### 2.5.3 Aantal veldbezoeken of trajecten nodig

De mathematische behandeling is gelijklopend. Of we nu meerdere trajecten bemonsteren of meerdere keren naar een bepaalde locatie terugkomen, het maakt geen verschil uit om de kansen te modelleren. Met een waarnemingskans  $\gamma$ , is de kans om een soort  $n$  keer na elkaar niet te zien gelijk aan  $(1 - \gamma)^n$ . Naarmate  $n =$  het aantal veldbezoeken/trajecten stijgt, wordt de "ontsnappingskans" altijd maar kleiner tot ze daalt onder het significantieniveau  $\alpha$ . Vanaf dan beschouwen we de betrouwbaarheid voldoende hoog om te besluiten dat de soort er niet is (een "echte" nul-waarneming). We kunnen uit het kansmodel de drempelwaarde voor het aantal veldbezoeken/trajecten afleiden:

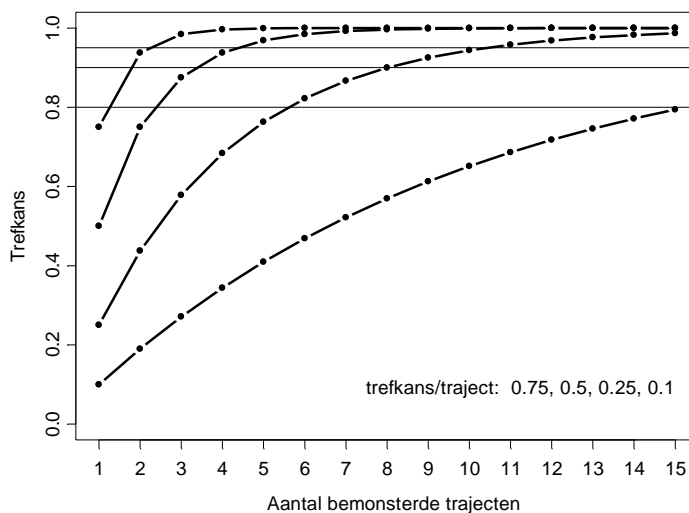
$$\bar{\pi}_n = 1 - \pi_n = (1 - \gamma)^n \leq \alpha \Rightarrow n \geq \frac{\log(\alpha)}{\log(1 - \gamma)} \stackrel{\gamma \ll 1}{\approx} \frac{-\log(\alpha)}{\gamma} = \begin{cases} \frac{1.6}{\gamma} & (\alpha = 0.2) \\ \frac{2.3}{\gamma} & (\alpha = 0.1) \\ \frac{3.0}{\gamma} & (\alpha = 0.05) \end{cases} \quad (16)$$

Merk op dat de logaritme van een getal kleiner dan 1 negatief is. Hierdoor verandert het ongelijkheidsteken van richting na deling door  $\log(1 - \gamma) \approx -\gamma$  (als  $\gamma$  voldoende klein is).

Als we met 90% zekerheid willen uitsluiten dat een soort afwezig is, dan hebben we bij een waarnemingskans  $\gamma = 0.75, 0.5$  en  $0.25$  respectievelijk 2, 4 en 9 terreinbezoeken nodig. Als  $\gamma$  klein is ( $\gamma \ll 1$ ), dan kunnen we de vuistregels in (16) gebruiken. Het aantal noodzakelij-

ke bezoeken is in goede benadering omgekeerd evenredig met de detectiekans waarbij de evenredigheidsconstante afhangt van het significantieniveau. Voor  $\gamma = 1/4$  leidt de benadering tot 9.2 en 12 terreinbezoeken voor een betrouwbaarheid van respectievelijk 90% en 95%.

Figuur 1 toont hoe de waarnemingskans toeneemt in functie van het aantal bemonsterde trajecten of veldbezoeken. Het hyperbolische verband leidt tot aantallen die te hoog liggen voor een toepassing in de praktijk. Daarom moeten we op zoek naar efficiëntere technieken en/of strategieën. Dat is van belang voor een gericht areaalonderzoek waar we willen onderzoeken of een soort uitbreidt, dan wel op de terugtocht is (populaties in de buurt).



Figuur 1: Toename van de totale trefkans in functie van het aantal bemonsterde trajecten of het aantal bezoeken. De curve start bij de trefkans bij een eenmalige doortocht (aantal bemonsterde trajecten = 1). Voor een trefkans van  $\frac{3}{4}$  bij één doortocht (hoogste curve) is de trefkans 95% na twee trajecten, terwijl voor een trefkans van  $\frac{1}{10}$  bij één doortocht (laagste curve) is de totale trefkans net geen 80% na 15 trajecten.

#### 2.5.4 Areaalonderzoek in Nederland voor Natura 2000 vissoorten

In Nederland hebben Spikmans & Kranenbarg (2008) voor de Natura 2000 vissoorten de trefkansen bepaald door waterlopen in verschillende trajecten op te delen en vervolgens te bepalen in welk percentage de vissoort effectief gevonden werd. Uit hun experimenten bleken de cijfers niet alleen sterk afhankelijk van de vissoort, maar ook van de waterloop en de abundantie. Toch slaagden deze auteurs erin per soort algemene richtwaarden voor de bemonstering te ontwikkelen, die per vissoort een beeld geven van hoeveel meter beek of polderwaterloop bemonsterd moet worden.

De analyse gaf verder een onderbouwing voor een veldprotocol om vrijwilligers op een gestandaardiseerde wijze aan het werk te zetten om het areaal in kaart te brengen (Spikmans et al., 2011). In essentie komt de strategie erop neer dat op een website km-hokken worden aangeboden met een hoge kans om een bepaalde soort aan te treffen (het potentieel leefgebied). Vrijwilligers moeten vervolgens zelf – volgens richtlijnen – locaties bepalen waar de soort potentieel kan voorkomen en dat leefgebied minstens drie keer bezoeken om al dan niet te kunnen uitsluiten dat een soort aanwezig is.

Om de trefkans binnen een meetplaats te verhogen, is het belangrijk om zowel paaihabitat, juveniel habitat als adult habitat te bemonsteren, m.a.w. er moet gezocht worden binnen de geschikte habitat voor deze soorten. Het gebruik van een goede topografische kaart is aan te bevelen bij de keuze van vangstplaatsen. Op deze kaarten zijn bruggetjes, stuwten, duikers en interessante oevers vaak al herkenbaar (Spikmans et al., 2011).

Met deze gerichte zoekstrategie kunnen we enerzijds kanskaarten toetsen (in hoeverre wordt de soort aangetroffen in het km-hok met een hoge kans) en anderzijds kunnen we hiermee het verspreidingsgebied gericht actualiseren. De bemonsteringstechniek (Spikmans et al., 2011) is met een schepnet zodat vrijwilligers onder begeleiding kunnen deelnemen.

### 2.5.5 Adaptieve steekproeftrekking (*adaptive sampling*)

Areaalonderzoek is heel arbeidsintensief. Daarom stellen we hier nog twee methoden voor om de efficiëntie van de steekproeftrekking te verhogen. Een eerste piste is adaptieve steekproeftrekking (Dobbie et al., 2008; Thompson, 1990; 1991; Thompson et al., 1992). De onderliggende gedachte is de steekproeftrekking bij te sturen naarmate de waarnemingen vorderen. Als we een zeldzame soort ergens waarnemen, dan is de kans groot dat er in de buurt nog exemplaren van die soort aanwezig zijn. Daarom is het vaak efficiënter om de buurt (steekproefsgewijs) verder uit te kammen. Dat zal bijvoorbeeld het geval zijn als de individuen groepsgewijs voorkomen (clustering).

Een vergelijkbare gedachtegang kunnen we volgen om het areaal van een zeldzame soort te bepalen. Als uitgangspunt starten we met locaties waar de soort recent gevonden is en in de omgeving ervan gaan we de aanwezigheid na op de locaties waar de soort potentieel kan voorkomen. Zeker voor soorten met een geringe dispersiecapaciteit kan deze aanpak efficiënt zijn.

De toepassing van adaptieve steekproeftrekking is in de praktijk niet zo evident (Coe, 2008). De planning van het veldwerk is complex omdat de steekproefgrootte en meetinspanning moeilijk op voorhand te begroten zijn. Ook moet determinatie van de soort op het terrein mogelijk zijn, anders kan er niet beslist worden over een vervolg op het moment zelf en moeten de waarnemers toch nog terugkeren zodat de efficiëntiewinst gering is. Ook zijn er heldere, expliciete beslissingsregels nodig om vertekening te voorkomen. Daarnaast is een aangepaste, niet standaard verwerking van de gegevens nodig.

Een andere manier om de steekproefficiëntie op te drijven, is een tweetrapssteekproef (Bart & Earnst, 2002). Eerst worden op basis van een vereenvoudigde procedure gebieden gescreend. Vervolgens wordt een steekproef hieruit nauwkeuriger bemonsterd. Deze methode laat meteen ook toe om extra gegevens in de tweede ronde op te nemen (bijvoorbeeld kenmerken van het leefgebied).

### 2.5.6 DNA-barcoding (e-DNA)

Een belangrijk knelpunt is dat er meerdere terreinbezoeken nodig kunnen zijn om de aanwezigheid van een soort definitief te bepalen. Per toeval kan een (mobiele) soort net niet aanwezig zijn. Het gaat om een puntwaarneming in de tijd. Een methode met potentieel een breder waarnemingsvenster is DNA-barcoding die de aanwezigheid van soorten nagaat op basis van een analyse van het DNA van feces, urine en epidermale cellen die ze uitscheiden in het milieu waarin ze leven. Zeker in een aquatisch milieu waar de menging vrij goed is (in vergelijking met een terrestrische omgeving), hebben deze technieken (op termijn) het potentieel om snel, kostenefficiënt en gestandaardiseerd te bepalen of een soort aanwezig is of niet. In het huidige stadium is de methodiek nog experimenteel, maar recent zijn er toch een aantal toepassingen gepubliceerd (Ficetola et al., 2008; Goldberg et al., 2011; Jerde et al., 2011; Thomsen et al., 2011).

Uiteraard is deze techniek aan verschillende voorwaarden gebonden. De hoeveelheid DNA in het aquatisch milieu (e-DNA = *environmental DNA*) hangt af van tal van factoren: het debiet



en de mengingsgraad van het water, de abundantie van het organisme, de uitscheidingsnelheid van het DNA van de organismen, ... Daarnaast mag het e-DNA niet te snel afgebroken worden, anders is het waarnemingsvenster te smal, maar als het e-DNA te persistent is, kan de soort lang nadat ze verdwenen is, ten onrechte gedetecteerd worden.

Jerde et al. (2011) evalueerden de specificiteit en sensitiviteit voor twee vissoorten in Chicago. De specificiteit was heel hoog (geen foutpositieven), maar aanvullende studies zijn nodig om de sensitiviteit te bepalen, in het bijzonder wanneer de abundantie heel laag is. Thomsen et al. (2011) slaagden er in bij een gecontroleerd mesokosmos experiment de volledige fauna van vissen en amfibieën terug te vinden op basis van e-DNA en ook dieren (vogels en zoogdieren) die in de omgeving van het water leven te detecteren. Zij stelden ook vast dat de houdbaarheid van e-DNA ongeveer twee weken is.

### 2.5.7 Analyse van gegevens met een overmaat aan nullen

Het is niet altijd even haalbaar om foute of structurele nul-waarnemingen te vermijden. Om foutieve conclusies te voorkomen, bestaan er verwerkingstechnieken die rekening houden met de aanwezigheid van foutieve en/of structurele nul-waarnemingen. In plaats van een Poisson-regressie is een negatief-binomiale regressie nodig (overdispersie) of moeten we onze toevlucht nemen tot zogenaamde *zero-inflated models*.

De kans om een soort  $n$  keer na elkaar niet te zien is gelijk aan  $(1 - \gamma)^n$ . De kans om  $n$ -de keer de soort wel te zien, is gelijk aan  $(n - 1)$  keer de soort niet te zien vermenigvuldigd met de kans om bij de  $n$ -de keer de soort wel te zien:  $(1 - \gamma)^{n-1}\gamma$ . Deze distributie is een bijzonder geval van een negatieve binomiale distributie die de kansverdeling bepaalt van het aantal valse pogingen  $n$  nodig om  $r$  keer de soort vast te stellen ( $r \geq 1$ ). Een belangrijk gevolg is dat de variantie van de tellingen groter wordt dan bij een Poisson-verdeling (overdispersie) waarvoor we moeten corrigeren bij de analyse van de gegevens (Link & Sauer, 1998).

Een alternatief zijn de *zero-inflated Poisson* of *negative binomial models* (Ridout et al., 1998; Zuur et al., 2012). Deze modellen beschrijven de gegevens als het resultaat van twee gescheiden processen: het eerste modelleert de kans van de foutieve/structurele nul-waarnemingen, het tweede modelleert de verdeling van de tellingen zonder deze storende factor.

## 2.6 Lengte en gewicht

De lengteverdeling geeft informatie over de leeftijdsstructuur van de populatie en gaat na of er verjonging is. Technieken zijn ontwikkeld om te bepalen hoeveel leeftijdsgroepen in een populatie aanwezig zijn. Een voorbeeld is Bhattacharya's methode en varianten/verbeteringen hierop. Deze methoden modelleren de lengtedistributie als een som van twee of meer (normale) distributies (één per leeftijdsgroep) (Bhattacharya, 1967; Morgan, 2005; Pauly & Caddy, 1985). De samenhang tussen lengte en gewicht geeft een beeld van de gezondheidstoestand van de populatie (Verreycken et al., 2011) en hieruit kan een indicator afgeleid worden (Rochet & Trenkel, 2003).

Zowel lengte als gewicht zijn eenvoudig te bepalen. Bij voorkeur gaat de bemonstering door in het najaar. Dan krijgen we meteen een beeld hoeveel juveniele dieren de eerste natuurlijke selectie overleefd hebben. Ook is een meting in het najaar minder destructief voor de jongere dieren. Voorts is er nog discussie over hoe de vislengte gemeten moet worden. Hieromtrent is een gemotiveerde beslissing nodig. Afhankelijk van de soortengroep vinden we in [FishBase](#) drie maten:

**Standard length (SL)** refers to the length of a fish measured from the tip of the snout to the posterior end of the last vertebra or to the posterior end of the midlateral portion of the hypural plate. Simply put, this measurement excludes the length of the caudal fin.

**Total length (TL)** refers to the length from the tip of the snout to the tip of the longer lobe of the caudal fin, usually measured with the lobes compressed along the midline. It is a straight-line measure, not measured over the curve of the body.[2]

**Fork length (FL)** refers to the length from the tip of the snout to the end of the middle caudal fin rays and is used in fishes in which it is difficult to tell where the vertebral column ends.

## 3 Vraaganalyse van de informatiebehoefte voor de visfauna van de Habitatrichtlijn

### 3.1 Algemene monitoringsvereisten voor soorten

#### 3.1.1 Bepalingen van de Habitatrichtlijn

De Habitatrichtlijn bevat Europese regels voor het behoud en herstel van de natuurlijke habitatten (typen natuur) en de wilde dier- en plantensoorten die van Europees belang zijn. Voor de bescherming van de soorten zijn er drie categorieën opgemaakt. Voor soorten van bijlage II moeten de lidstaten beschermde gebieden aanwijzen, de zogenaamde speciale beschermingszones (SBZ). Voor soorten van bijlage IV zijn algemene beschermingsmaatregelen nodig (bijvoorbeeld om hun voortplanting- of rustplaatsen te vrijwaren van verstoring). Voor soorten van bijlage V kunnen de lidstaten, indien nodig, maatregelen treffen om te zorgen dat het aan de natuur onttrekken en de exploitatie van deze soorten niet ten koste gaat van hun behoud.

Iedere lidstaat moet zesjaarlijks rapporteren over de staat van instandhouding (SVI) per biogeografische regio voor elke soort uit bijlage II, IV of V van de HR die behoort tot het natuurlijke verspreidingsareaal binnen het grondgebied. Ook de toestand van de soort buiten de speciale beschermingszones moet deel uitmaken van de beoordeling. Voor de soorten wordt de globale beoordeling per biogeografische regio afgeleid uit vier evaluatiecriteria (European Commission, 2005):

- **Areaal:** trend en vergelijking met het referentieareaal (*favourable reference range*); voor een gunstige toestand moet het areaal stabiel zijn EN niet kleiner dan het referentieareaal voor een gunstige staat.
- **Populatiegrootte, -trend en -structuur:** trend en vergelijking actuele populatiegrootte met gunstige referentiepopulatie (*favourable reference population*); voor een gunstige toestand moet de populatie groter zijn dan of gelijk zijn aan de gunstige referentie EN voortplanting, sterfte en leeftijdsopbouw niet slechter dan normaal.
- **Leefgebied:** oppervlakte en kwaliteit van het leefgebied; voor een gunstige toestand moet het leefgebied voldoende groot zijn (en stabiel of toenemend) EN de kwaliteit moet geschikt zijn voor het voortbestaan van de soort.
- **Toekomstperspectieven:** levensvatbaarheid van de soort op lange termijn; voor een gunstige toestand mogen de belangrijkste drukken (historische of huidige verstoringen) en bedreigingen (te verwachten verstoringen in de nabije toekomst) niet wezenlijk groot zijn.

De globale beoordeling is pas gunstig als alle criteria gunstig zijn of drie gunstig met één onbekende. De rapportering in het kader van de HR duiden we ook aan met Natura 2000 rapportering omdat de Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn vaak in een onderlinge samenhang bekeken worden, alhoewel de precieze bepalingen kunnen verschillen.

#### 3.1.2 Vraaganalyse van de Natura 2000 rapportering

Het doel van dit hoofdstuk is een analyse te maken van de informatiebehoefte voor de visfauna en kritisch te evalueren wat haalbaar is in termen van beschikbare middelen en kennis. Rekening houdend met deze randvoorwaarden, zullen we voor elk beoordelingscriterium een algemene strategie schetsen om een meetnet uit te bouwen. In het hierna volgende

hoofdstuk vier zullen we deze werkwijze dan nader invullen/illustreren om één en ander concreet te maken.

De onderliggende informatienood voor de Natura 2000 rapportering is heel groot. Veel van de gevraagde elementen kunnen met de huidige kennis onvoldoende ingevuld worden. Een pragmatische aanpak zal daarom noodzakelijk zijn.

De bepalingen van de HR laten vaak toe volgens drie kwaliteitsniveaus te rapporteren: 1 = expertoordeel, 2 = extrapolatie van de onderzoeksgegevens voor een gedeelte van de populatie, 3 = gebiedsdekkend populatieonderzoek. Daarnaast worden niet alle variabelen met een gelijk detailniveau opgevraagd en worden er geen expliciete statistische kwaliteitsvereisten voor de gewenste nauwkeurigheid of onderscheidend vermogen opgelegd. Ook zijn bepaalde vragen belangrijker dan andere wat toelaat om te prioriteren. Zo blijkt een goede inschatting van de trend het meest cruciaal. Hiervoor zijn absolute cijfers van de populatiegrootte niet noodzakelijk zodat we de meetlast kunnen milderen. Voor de bepaling van de populatiestructuur werden geen specifieke kwaliteitsvereisten gespecificeerd, deze is bijgevolg optioneel. Referentiewaarden zijn cruciaal maar blijven vrij vaag omschreven.

Deze afzwakkingen mogen we niet begrijpen als een vrijgeleide om systematisch volgens de laagste standaarden te rapporteren. Maar ze geven wel ruimte om volgens een zo kostenefficiënt mogelijk pad geleidelijk aan expertise en kennis op te bouwen. De meetnetstrategie die we hier voorstellen zou hieraan moeten bijdragen. Voor elk criterium zullen we een mogelijke piste voorstellen en hierbij de knelpunten en/of randvoorwaarden aangeven.

## 3.2 Opvolgen van de populatiegrootte (abundantie)

### 3.2.1 Definitie en belang van de populatiegrootte

De totale populatiegrootte geeft een indicatie van het relatieve belang van een land op Europese schaal. De richtlijnen definiëren het begrip populatiegrootte niet expliciet. Aangezien de SVI van de soorten geëvalueerd moet worden over een volledige biogeografische regio binnen een lidstaat, duidt de term op het geheel van alle aanwezige individuen.

De bepaling van de absolute populatiegrootte van een soort is echter geen sinecure. Een heel belangrijke zorg vanuit een beleidsoogpunt is te weten of de soort al dan niet achteruitgaat. Hiervoor volstaan goede populatie-indices die ten opzichte van een bepaalde referentie uitdrukken hoe een soort evolueert.

Vanuit een ecologisch standpunt is ook de populatiedichtheid van belang. Hiertoe moeten we de oppervlakte van het leefgebied van een soort kunnen bepalen. Voor soorten die niet strikt gebonden zijn aan een habitat, kunnen we de totale oppervlakte van de regio gebruiken. Voor habitat specifieke soorten is een schatting nodig van het actuele of potentiële leefgebied. In het eerste geval bekomen we de effectieve dichtheid, in het tweede geval is er een correctie voor leefgebied waar de soort niet voorkomt.

### 3.2.2 Beoordeling van de SVI voor de populatiegrootte

De kerngegevens opgevraagd bij de rapportage zijn:

- Populatiegrootte: geschatte populatiegrootte in de biogeografische regio, uitgedrukt als het (absoluut) aantal individuen (een grootteorde, een bereik met minimum en maximum) of een surrogaat (index) ervan (kolonies, locaties, paaiplaatsen); gunstige grootte referentiepopulatie voor overleving op lange termijn.

- Trend: trendrichting (stabiel, toenemend, dalend, ontbrekend); trendgrootte; trendperiode; redenen voor de trend.
- Populatiestructuur: summier opgevraagd/vaag omschreven: reproductie en sterfte; leeftijdsopbouw; ...

De beoordelingscriteria zijn (in volgorde van belangrijkheid):

- Trend: drempelwaarde is een afname van de populatiegrootte met het equivalent van 1% per jaar (relatieve trendgrootte); hiervoor zijn relatieve cijfers voldoende.
- Populatiegrootte: drempelwaarde is een achteruitgang van meer dan 25% ten opzichte van de referentiepopulatie; hiervoor zijn absolute cijfers nodig.
- Populatiestructuur: indien voldoende informatie beschikbaar, geeft een afwijking t.o.v. de normale toestand aanleiding tot een ongunstige beoordeling.

### 3.2.3 Kennislacunes en methodologische knelpunten

- Trend

Europa wenst een neerwaartse trend te detecteren van 1% per jaar, maar specificeert niet binnen welk tijdsperspectief. Gekoppeld aan de rapportagecyclus van zes jaar is de implicatie dat het meetnet een daling van (ongeveer) 6% moet kunnen detecteren. Volgens meerdere auteurs, o.a. Hovestadt & Nowicki (2008), is dat totaal onhaalbaar (een veel te grote steekproef is vereist) en weinig zinvol (korte termijn trends zijn niet betekenisvol voor evoluties op lange termijn wegens grote natuurlijke variaties en cycli voor heel wat soorten). Daarom stellen zij voor om wel om de zes jaar te rapporteren, maar uitspraken over trends te baseren op gegevens van de laatste 18 jaar. Quataert & Onkelinx (2012) komen tot een vergelijkbare conclusie op basis van steekproefgrootteberekeningen. Zij stellen een periode voor van 24 jaar. Bij een jaarlijkse afname van 1% komt dat bijgevolg neer op een daling van ongeveer een kwart van de populatie. Hun argumentatie verloopt als volgt:

De grootte van de steekproef is omgekeerd evenredig met de derde macht van de periode waarbinnen we een trend willen vaststellen bij een vooropgesteld onderscheidend vermogen en significantieniveau. Een reductie van de periode van 24 naar 12 jaar impliceert bijgevolg een acht keer grotere steekproef.

Uiteraard zijn er regelmatige tussentijdse analyses nodig om tijdig een dramatische achteruitgang te detecteren, maar we mogen ons geen illusies maken. Om echt een daling van 1% na 12 jaar te detecteren, liggen de kosten aanzienlijk hoger.

Een mogelijke oplossing is de steekproefgrootte in te stellen op een daling met de helft (50%) op 12 jaar. Dan zijn er vier keer minder gegevens nodig (want de steekproefgrootte is omgekeerd evenredig met de grootte van het effect), zodat de steekproef slechts met een factor twee stijgt t.o.v. 24 jaar.

Sommige auteurs zijn zelfs tevreden om een daling van 80% over een periode van 12 jaar te detecteren. Dat kan weinig ambitieus lijken, maar dat is het niet in vergelijking met heel wat natuurlijke processen. Populaties bouwen zich op, bereiken een climax en zakken vervolgens in elkaar volgens (vaak onvoorspelbare, want grotendeels stochastische) cycli. Daarom argumenteren veel ecologen dat zelfs relatief grote veranderingen over een periode van 10 jaar niet noodzakelijk veel betekenen inzake een reële populatietrend.

- Populatiegrootte

Voor geen enkele habitatrichtlijnsoort konden de gewestelijke instandhoudingsdoelstellingen (op niveau Vlaanderen) een streefwaarde specificeren voor de populatiegrootte. In de praktijk nemen we daarom de huidige situatie als referentiewaarde. Bij een jaarlijkse neerwaartse trend van 1% (het vorige criterium) zal de populatie na 25 jaar met een kwart geslonken zijn. Dat komt overeen met vier rapporteringscycli.

- Populatiestructuur

Populatieparameters nauwkeurig bepalen is heel arbeidsintensief en weinig haalbaar, laat staan een beoordeling t.o.v. een normale toestand. Voor visfauna geeft de lengteverdeling wel een eerste indicatie van de populatieopbouw, maar de vistechiek kan de leeftijdsverde-

ling vertekenen doordat niet alle leeftijdsklassen een gelijke vangstefficiëntie hebben. Ook moeten we de vangstperiode beter afbakenen bijvoorbeeld beperken tot het najaar om ervoor te zorgen dat de populatiestructuur stabiel is.

### 3.2.4 Meetnetstrategie

Voorals trend is van belang voor de beoordeling van de SVI. Daarom stellen we op de eerste plaats een meetnet voor dat op een betrouwbare wijze de (relatieve) trend kan opvolgen ten opzichte van een referentiewaarde (populatie-index i.p.v. absolute populatieaantallen).

- Steekproefkader

Om de abundantie van een soort op te volgen, hebben we een representatief steekproefkader nodig dat voldoende samenvalt met de werkelijke populatie. Het meest eenvoudige steekproefkader is een lijst van bekende vindplaatsen. Als deze lijst onvoldoende accuraat is en/of onvoldoende representatief, is een extra inspanning nodig om extra vindplaatsen te achterhalen, bijvoorbeeld wanneer systematisch een bepaald soort leefgebied ontbreekt.

Om de evolutie van de populatiegrootte op te volgen, kunnen we als benaderend steekproefkader de huidige bekende vindplaatsen nemen zoals aanwezig in het Vis Informatie Systeem ([VIS-databank](#)). Daarnaast kunnen we ook gegevens van het team Aquatisch Beheer (IN-BO), Natuurpunt, LIKONA, provinciale visserijbiologen *etc.* gebruiken om het steekproefkader op te bouwen. De recent opgemaakt Rode Lijst zoetwatervissen (Verreycken et al., 2012) kan ook ruggensteun bieden. Ook herbepotingsgegevens leveren informatie, maar in dit geval gaat het niet om het natuurlijke verspreidingsgebied.

Voor trenddetectie is het efficiënter om met vaste meetplaatsen te werken. Maar om de veroudering van het steekproefkader tegen te gaan, is een strategie nodig die het kader systematisch aanvult. In dat opzicht is een systematische opvolging van het areaal (het volgende criterium) ook een belangrijke voorwaarde om betrouwbare trends in abundantie te bepalen. Maar dat kan op een tragere tijdschaal. Een gericht atlasproject kan opgezet worden met een cyclus van vierentwintig jaar.

- Instelwaarden voor de steekproefgrootte

Zoals we hogerop al signaleerden, is bepaling van een trend van 1% binnen een meetcyclus bijna niet haalbaar. Maar nergens bepaalt de Europese Commissie expliciet met welke nauwkeurigheid en/of onderscheidend vermogen de trend gerapporteerd moet worden. De EC benadrukt veeleer dat de trendbepaling gebaseerd moet zijn op een gestructureerd meetnet, representatief voor de biogeografische regio.

Omdat de steekproefgrootte heel sterk afhankelijk is van het tijdsvenster (omgekeerd evenredig met de derde macht), stellen Quataert & Onkelinx (2012) voor het ontwerp van een meetnet af te stemmen op de detectie van een trend van 25% binnen een periode van 24 jaar (vier rapportagecycli) met een onderscheidend vermogen van 90% bij een significantieniveau van 10%.

Een nog verdere afzwakking is de instelwaarde voor de trend te verlagen tot 50% na 24 jaar. De vereiste steekproefgrootte is dan vier keer kleiner bij eenzelfde meetcycluslengte. Ter vergelijking, Bart et al. (2004) stellen als een standaard voor een vogelmeetnet in Canada en de VS een onderscheidend vermogen van 80% voor om een daling van 50% over een periode van 20 jaar te detecteren bij een significantieniveau van 10%.

- De meetcyclus

De HR legt de lidstaten op om de zes jaar te rapporteren. Het is echter mogelijk dat populaties intussen acute problemen ondervinden zodat de mogelijkheid voor remediërende maat-

regelen beperkt wordt. Ook krijgen we met een zesjaarlijkse rapportage geen duidelijk beeld van de natuurlijke jaarlijkse variatie. Daarom stellen wij voor elk jaar te meten, maar met een meetcyclus van zes jaar (Figuur 2). Deze strategie laat toe zowel de lange termijntrend als de jaarlijkse variaties te bepalen. Deze manier van werken laat ook een grotere geografische spreiding toe.

Cowx et al. (2009) werken ook met een meetcyclus van zes jaar maar volgen een klein aantal meetpunten, de zogenoemde "*index sites*" (random selectie) met een cyclus van twee jaar op. Deze tweejaarlijkse monitoring laat een verbeterde schatting van de jaarlijkse fluctuaties toe zodat we beter kunnen beoordelen of een bepaalde verandering op korte termijn bedreigend is of niet. Deze strategie lijkt ons in het bijzonder zinvol voor het kerngebied van een soort waardoor we een goed beeld krijgen van min of meer natuurlijke omstandigheden.

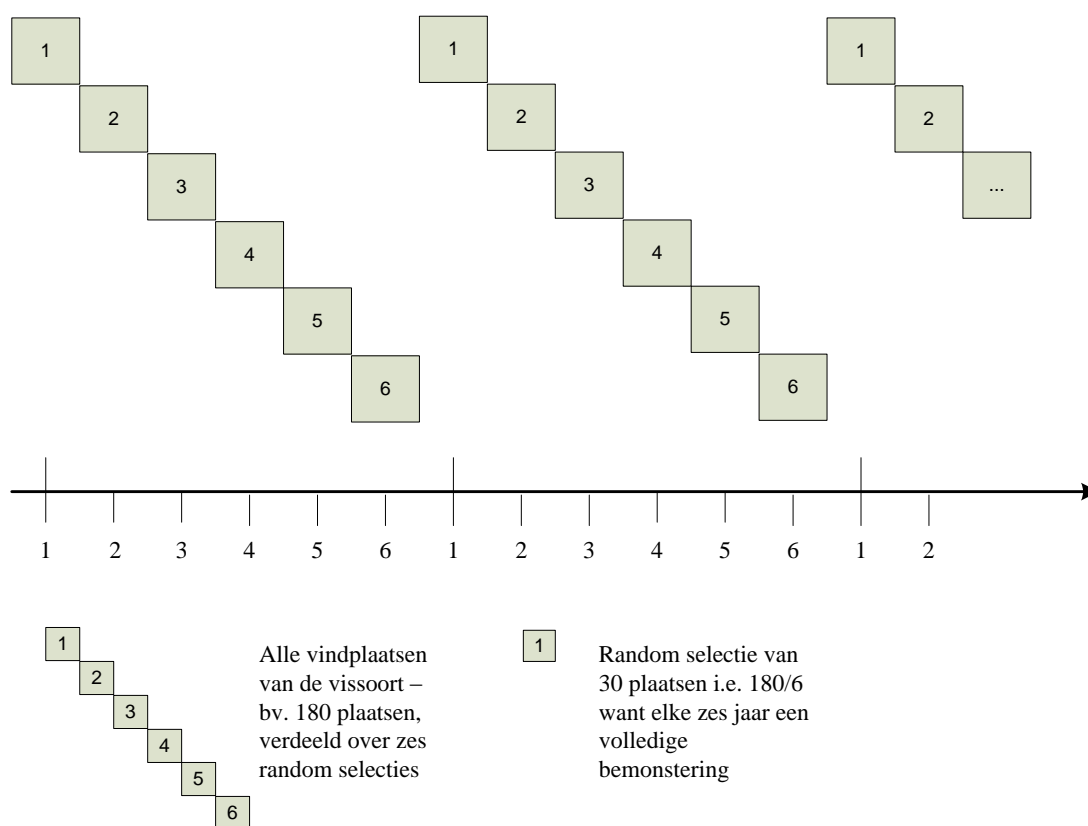
- Schatting tijdsinvestering per steekproefelement op jaarbasis

De meetlast is niet eenvoudig in te schatten. Een meer wordt totaal anders bemonsterd dan een rivier of overgangswater. Om een consistente berekening van de meetlast mogelijk te maken, drukken we conform Geeraerts & Quataert (2012) alle inspanningen uit in **meetpuntequivalenten** (MPE). **Eén MPE is de meetlast om één meetpunt in een gemiddelde rivier te bemonsteren met één visploeg.**

Op basis van de ervaring met het huidige zoetwatervismetnet kan een visploeg ongeveer twee meetpunten per dag afvissen (228 meetpunten of 111 afvisdagen). Indien een visploeg 90 dagen per jaar kan afvissen (naast het administratieve en onderhoudswerk), dan kan een visploeg per jaar ongeveer 180 dagen meetpunten in rivieren afvissen.

Voor meren hebben we geen algemene gegevens. Maar voor de afvissing van een groot meer zijn er twee visploegen nodig gedurende drie dagen, wat neerkomt op **12 MPE** per meer (= 2 ploegen x 3 dagen x 2 meetpunten/dag). De meetbelasting ligt een factor 12 hoger. Maar indien we meren met een cyclus van 12 jaar i.p.v. 6 jaar voor rivieren afvissen is de meetlast slechts een factor 6 hoger (**6 MPE**).

Voor overgangswateren ligt de meetlast veel hoger. In de context van MONEOS in het Schelde-estuarium worden voor het ogenblik 26 meetpunten op 89 afvisdagen gerealiseerd of bijna 3.5 dagen per meetpunt of ongeveer een factor 7 hoger dan het gemiddelde voor een rivier. De vistechiek is anders (ankerkuil en fuiken) en de meetfrequentie is hoger. Voor een fuik zijn twee veldbezoeken nodig (de fuik plaatsen en komen tellen) en moet er rekening gehouden worden met de getijden zodat meestal slechts één punt per dag haalbaar is. Ook zijn er drie (seizoenale) afvissingen per meetpunt nodig om de ecologische kwaliteitscoëfficiënt betrouwbaar te schatten. Deze redenering resulteert in **6 MPE** per meetpunt in een overgangswater. De vraag stelt zich echter of ook de meetcyclus niet korter moet dan voor rivieren. Voor een driejaarlijkse of zelfs tweejaarlijkse cyclus zou dat neerkomen op een verdubbeling tot **12 MPE** en **18 MPE**.



Figuur 2: Voorstel van een 6-jaarlijkse cyclus om de meetlast te verlichten en de steekproef te vergoten.

### 3.3 Volgen van de grootte van het areaal (verspreiding)

#### 3.3.1 Definitie en belang van het areaal

Het areaal beschrijft de ruimtelijke buitengrenzen van het gebied waarbinnen de soort aanwezig is zoals beschreven in Annex 7 van een Europese nota (European Commission, 2005). Binnen die grenzen zijn er zones waarin de soort niet of slechts tijdelijk voorkomt (dispersie of migratie). De EC bepaalt de modaliteiten rond het al dan niet opnemen van deze tussenliggende ruimten. In de praktijk wordt het areaal op pragmatische wijze meestal afgebakend als het kleinst mogelijke polygoon rondom de verspreidingshokken van de soort.

Het natuurlijke areaal omvat theoretisch het gebied waarin een soort gezien zijn ecologische kenmerken potentieel kan voorkomen. Door veranderingen in het landgebruik is echter veel leefgebied verdwenen. In het leefgebied dat overblijft, is de soort niet altijd aanwezig omdat de kwaliteit onvoldoende is, maar ook omdat na een accidentele lokale uitsterving, de plaats niet meer gekoloniseerd wordt wegens te afgezonderd (connectiviteit van het landschap). Een vergelijking van het huidige areaal met het natuurlijke areaal geeft daarom een inschatting van de achteruitgang en/of het herstel van een soort.

Een goede bepaling van het areaal, is ook belangrijk voor de opvolging van de abundantie van een soort zodat ook nieuwe locaties toegevoegd kunnen worden aan het steekproefkader.



### 3.3.2 Beoordeling van de SVI voor het areaal

De kerngegevens opgevraagd bij de rapportage zijn:

- Areaalgrootte: grootte van het areaal (in km<sup>2</sup>) en de kaart ervan; het gunstig referentieareaal.
- Trend: trendrichting (stabiel, toenemend, dalend, onbekend); trendgrootte, indien gekend (in km<sup>2</sup> of %); trendperiode (begin- en eindjaar van de rapporteringsperiode); redenen voor trend (0 = onbekend; 1 = betere kennis/gegevens; 2 = klimaat; 3 = direct menselijke invloed (vernietiging, restauratie, ...); 4 = indirect menselijke invloed; 5 = natuurlijke processen; 6 = andere, te specificeren).

De beoordelingscriteria zijn (in volgorde van belangrijkheid):

- Trend: een drempelwaarde is een afname van het areaal met het equivalent van 1% per jaar binnen de door de lidstaat vermelde trendperiode (relatieve trendgrootte).
- Areaalgrootte: drempelwaarde is een oppervlakteverschil van 10% ten opzichte van het referentieareaal.

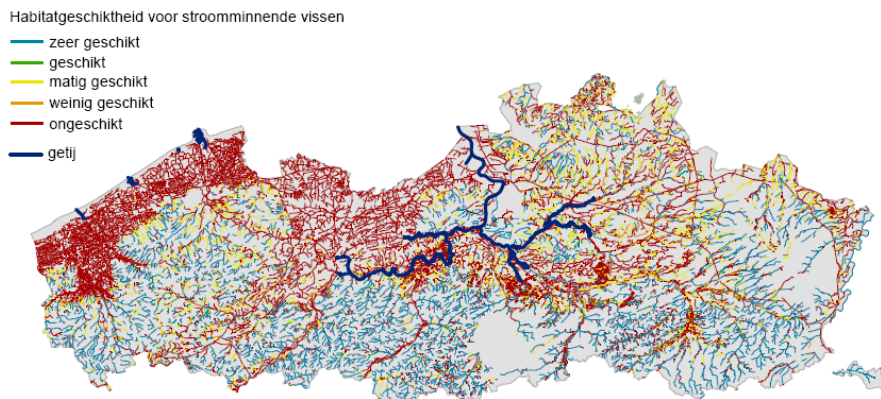
### 3.3.3 Kennislacunes en methodologische knelpunten

- Het referentieareaal

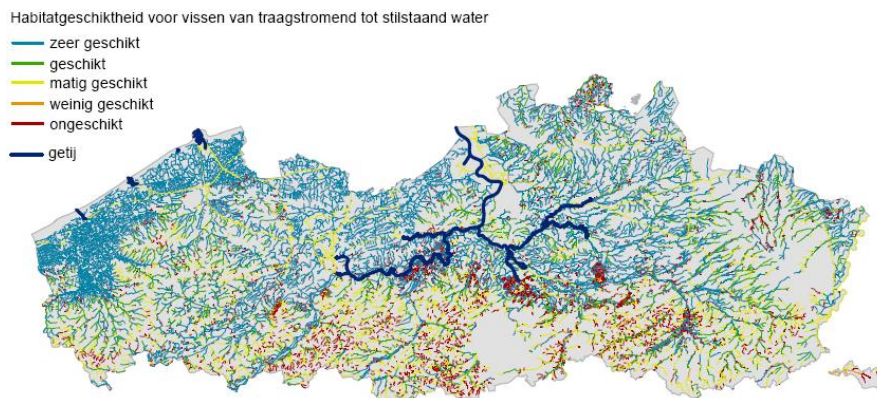
Niet de absolute waarde van het areaal is doorslaggevend bij de beoordeling, maar wel de relatieve trend en de afstand tot de referentiesituatie. Aangezien Europa de referentie niet definieert en het zoetwatervismetnet de meest systematische gegevens heeft over de verspreiding van vissoorten, zullen we het areaal hiermee vastleggen. Aanvullend zijn ook historische gegevens bruikbaar (Vrielynck et al., 2002). Van belang is dat we in de toekomst de gegevens op een gestandaardiseerde wijze rapporteren aan Europa, zodat een overkoepelende analyse van het areaal mogelijk is.

- Habitatsgeschiktheidskaarten

De oppervlakte van geschikt leefgebied is niet zo maar uit bestaande datalagen af te leiden. Voor de visfauna is dat eenvoudiger aangezien de standplaatsvereisten hoe dan ook met waterlopen verbonden zijn. In hoeverre de waterlichamen voor het ogenblik gekarakteriseerd zijn, is echter niet duidelijk. Daarenboven ontbreekt soms het inzicht hoe een combinatie van milieuvariabelen een habitat definieert. Schneiders et al. (2009) gaven een aanzet voor algemene viskenmerken (zie Figuur 4 en Figuur 4 voor twee voorbeelden). Deze aanpak zullen we verfijnen en toepassen op de Habitatrichtlijnsoorten.



Figuur 3: Habitatgeschiktheidskaarten (Schneiders et al., 2009). Stroominnende soorten (Huet-zonaties: barbeel, forel, vlagzalm).



Figuur 4: Habitatgeschiktheidskaarten (Schneiders et al., 2009). Soorten van stilstaand tot traag stromend water (Huet-zone: brasem).

### 3.3.4 Meetnetstrategie

- Losse waarnemingen en systematische registratie

Het areaal van een soort geeft aan in hoeverre de soort verspreid is over de biografische regio binnen een land. Uiteraard stopt het areaal niet aan de land- en/of regiogrenzen en zeker voor een kleine regio als Vlaanderen is de informatieve waarde hiervan vrij beperkt indien we geen rekening houden met de ons omringende landen.

Om trends in het areaal te bepalen, is het niet voldoende alleen te kijken naar de huidige vindplaatsen. Dan kunnen we alleen negatieve ontwikkelingen opvolgen (status quo in het beste geval). We moeten systematisch het potentiële leefgebied afzoeken naar nieuwe vindplaatsen. Losse waarnemingen en een systematische registratie van nieuwe meldingen kunnen een belangrijke aanvullende rol spelen voor een areaalupdate. Bij meldpunten met vrijwilligers (zoals [waarnemingen.be](http://waarnemingen.be)) is een verificatie heel wenselijk; bijvoorbeeld door na te gaan of er meerdere onafhankelijke meldingen zijn van de soort. Ook in een professionele context is een controle noodzakelijk en moet structureel georganiseerd worden.

Ook andere bronnen kunnen nieuwe informatie aanleveren. Voor het invertebratenmeetnet bemonstert VMM de kleine en zeer kleine beekjes met schepnetten. Heel af en toe vangen zij

(larven van) vissen en deze worden gedetermineerd en genoteerd. Dat zou een extra informatiebron kunnen zijn. De vindplaats van rivierdonderpad in het Demerbekken (Dorpsbronbeek) is op deze manier aan het licht gekomen.

- Gericht atlasproject

Voor moeilijk waar te nemen soorten (zoals vissen) en om een hoger kwaliteitsniveau te bereiken, is een systematische screening van het potentiële leefgebied aan te bevelen, ook om nul-waarnemingen te standaardiseren. Uit de ecologische behoeften van een soort en kaarten met kenmerken van leefgebieden kunnen we kansenkaarten afleiden als steekproefkader. Om efficiënt te werk te gaan, kunnen we plaatsen met een grotere kans, bijvoorbeeld in de nabijheid van bekende populaties, extra bezoeken. Ook moeten we aandacht besteden aan de bemonsteringsprocedure. Bijvoorbeeld door te werken met adaptieve steekproefschema's en/of e-DNA technieken die veel minder afhankelijk zijn van het moment van de waarneming. Een fundamenteel knelpunt bij e-DNA in stromend water is wanneer het bereik van de vaststelling van een soort niet gekend is (benedenstroomse waarnemingen van een soort die eigenlijk stroomopwaarts voorkomt).

- Kosten

Een atlasproject bekostigen is niet evident. In Nederland is daarom een strategie ontwikkeld in het kader van het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM) om samen met vrijwilligers verspreidingskaarten op 10 x 10 km-hokniveau aan te vullen voor de Natura 2000 soorten en enkele andere belangrijke soorten uit de Nederlandse Fauna- en Florawet. Spikmans et al. (2011) beschrijven de aanpak voor beek- en poldervissen. Beekvissen zijn beekprik, rivieren beekdonderpad (en berrmpje, elrits, gestippelde alver als niet Habitatrichtlijnsoorten). Poldervissen zijn bittervoorn, grote en kleine modderkruiper.

### 3.4 Opvolgen van de kwaliteit van het leefgebied

#### 3.4.1 Definitie en belang van de kwaliteit van het leefgebied

Het leefgebied (habitat) van de soort wordt in de Habitatrichtlijn gedefinieerd als "een door specifieke abiotische en biotische factoren bepaald milieu waarin de soort tijdens één van de fasen van zijn biologische cyclus leeft". Per habitattypen wil Europa zowel de oppervlakte als de kwaliteit van het leefgebied opvolgen.

Het actuele leefgebied verwijst naar de concrete ruimte waarin de soort effectief voorkomt. Hieruit kunnen we het areaal afleiden. Hiernaast onderscheidt de EC ook het "geschikt leefgebied" (*suitable habitat*), wat behalve het actuele leefgebied ook het potentieel leefgebied van de soort omvat (ruimte die wel geschikt is, maar waar de soort heden niet aanwezig is). Gebrek aan geschikt habitat kan de hoofdoorzaak zijn van de slechte SVI van een soort, wat op deze wijze in kaart gebracht wordt. Dit werkt ook door naar de toekomstperspectieven.

Voor de opzet van een meetnet is het essentieel het leefgebied op zijn minst ruwweg te kunnen omschrijven en lokaliseren.

- Voor de zogenoemde generalisten die een ruime variatie aan verschillende leefgebieden kunnen innemen zal het leefgebied zelden een beperkende factor zijn en kunnen we het leefgebied gelijkstellen aan het areaal of aan de oppervlakte van een bepaald grondgebruik in de biogeografische regio (bv. het totale agrarische gebied).
- Soorten met specifieke habitatvereisten zijn heel afhankelijk van de oppervlakte en de kwaliteit van het leefgebied. Ook versnippering kan een belangrijke rol spelen als

soorten weinig mobiel zijn en door ongunstig habitat moeten migreren om een nieuw geschikt habitat te vinden.

### 3.4.2 Beoordeling van de SVI voor de habitatkwaliteit

De kerngegevens opgevraagd bij de rapportage zijn:

- Oppervlakte van de habitattypen: grootte van het leefgebied als één getal te rapporteren (km<sup>2</sup>).
- Trend: trendrichting (stabiel, toenemend, dalend, onbekend); trendperiode (begin- en eindjaar van de periode waarvoor de trend berekend is); redenen voor de trend.

De beoordelingscriteria zijn:

- Oppervlakte van de habitattypen: voor een gunstige beoordeling moet ook de kwaliteit voldoende hoog zijn. De EC geeft hieromtrent geen nadere richtlijnen.
- Trend: hiervoor is ook een kwaliteitsbeoordeling wenselijk om te kunnen beoordelen of de oppervlakte van het effectief leefgebied vooruitgaat.

### 3.4.3 Kennislacunes en methodologische knelpunten

- Oppervlakte van geschikt leefgebied

Oppervlakte van het leefgebied per habitatype is het beoordelingscriterium, maar dat veronderstelt ook dat we kunnen nagaan of het leefgebied effectief van een goede kwaliteit is. Vlaanderen heeft instrumenten ontwikkeld om het leefgebied te beoordelen op een ordinale schaal (Adriaens et al., 2008). In hoeverre deze criteria haalbaar en bruikbaar zijn in een meetnetcontext is nog niet helemaal duidelijk want de relatie met de habitatkwaliteit is niet gekalibreerd en gevalideerd.

- Kwaliteit van het leefgebied

De bepaling van de kwaliteit van het leefgebied is vaak niet direct haalbaar en veronderstelt heel intensieve metingen. Meestal ontbreken referentiewaarden en/of drempelwaarden vanaf wanneer de habitatkwaliteit te laag is en is het niet duidelijk hoe rekening te houden met een combinatie van negatieve factoren.

Een manier om dat te omzeilen is de antropogene drukken in kaart te brengen en deze informatie te gebruiken als een inschatting van de habitatkwaliteit. Maar meestal ontbreken ook hier referentiewaarden en is het niet duidelijk hoe we de informatie van drukken moeten integreren in een globale beoordeling bijvoorbeeld om rekening te houden met interactie.

### 3.4.4 Meetnetstrategie

- Algemene werkwijze

Een mogelijkheid om de meetlast te beperken, is de opvolging van de kwaliteit van het leefgebied te combineren met de monitoring van de abundantie en het leefgebied dan te karakteriseren op basis van een aantal standaard achtergrondvariabelen. Tabel 1 geeft een heel uitgebreid voorstel van Cowx & Harvey (2003). Sommige variabelen beschrijven de basiskenmerken van de meetplaats of geven informatie over de bemonsteringsprocedure. Omdat ze nodig zijn voor een latere controle en kwaliteitsevaluatie van de metingen, vormen ze als dusdanig geen extra kost. Maar zoals we hieronder zullen beschrijven, moeten we de geschiktheid en haalbaarheid voor het HR-meetnet nog evalueren.

- Metingen van de habitatkwaliteit

Cowx et al. (2009) geven de aanbeveling om zoveel mogelijk gevalideerde protocollen zoals HabScore (Milner et al., 1998) te gebruiken om de habitatkwaliteit te beoordelen. Het is weinig zinvol om uit meerdere publicaties variabelen te compileren die de kwaliteit van het leefgebied evalueren zonder een grondige kalibratie en validatie. Een betere strategie is op zoek te gaan naar gevalideerde veldprotocollen en deze zo nodig aan te passen aan de Vlaamse context. In dat verband is een evaluatie wenselijk van de ingezamelde achtergrondvariabelen in het huidige zoetwatervismetnet.

De scoresystemen moeten rekening houden met het schaalniveau, zowel ruimtelijk als in de tijd. Niet alleen fysische en chemische eigenschappen van het water spelen een rol, maar ook habitatstructuur en geomorfologie (meanders, poelen). De connectiviteit situeert zich op het niveau van het stroomgebied. Ook veranderingen van het landgebruik zijn belangrijke indicatoren voor de achteruitgang van de habitatkwaliteit.

- Meetlast

Adriaens et al (2008) beschrijven voor elke habitatrichtlijnsoort een aantal criteria voor het inschatten van de kwaliteit van het leefgebied op een bepaalde locatie. In functie van de praktische haalbaarheid moet voldaan worden aan een aantal voorwaarden:

- ✓ de kwaliteitsvariabele (vaak een indicator) is eenduidig in te schatten;
- ✓ één veldbezoek in combinatie met de bemonstering van de soort volstaat;
- ✓ de metingen vergen weinig extra werk.

Voor het ogenblik zijn nog geen gegevens beschikbaar over de kosten.

Tabel 1: Voorstel voor een lijst met achtergrondvariabelen (Cowx & Harvey, 2003).

<b>Sampling site, staff and objective</b>
Sampling site (name)
Type of water (stream, river)
River/stream (name)
Catchment name
Geographic locality co-ordinates (e.g. by Global Positioning System or six-figure National Grid Reference)
Team (fishing staff leader and crew members)
Fishing method (wading upstream, boat)
Date (day-month-year)
Time of the day (beginning and end of sampling)
<b>Equipment and prerequisites</b>
Electric fishing equipment (manufacturer and model)
Portable or non-portable (back-pack or generator based)
Pulse type (DC or PDC)
Pulse frequency (Hz)
Voltage (V)
Current (A)
Water level (low, intermediate) (Fishing at high flows should be avoided)
Weather conditions (air temperature, precipitation, cloudiness, windiness)
Resistance or conductivity value of water ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )
Temperature of water ( $^{\circ}\text{C}$ )
Visibility (colour and/or turbidity of the water)
Anode type (ring, anode diameter, number of anodes)
Use of stop-nets, when survey carried out in conjunction with salmonid survey (yes/no)
Number of removals
<b>Site</b>
Locality length (m)
Average width of wetted area (m)
Average depth (m)
Maximum depth (m)
Fished area ( $\text{m}^2$ )
Water current class (slow, intermediate, rapids and estimated current speed: $\text{m s}^{-1}$ )
Substrate (dominating, subdominant)
Habitat type (pool, run, riffle, rapid)
Aquatic vegetation (missing, sparse, intermediate, species rich)
Dominating type of aquatic vegetation (submerged, floating, emergent)
Classification of surrounding riparian zone (urban, grazing, arable, forestry)
Shade
Large woody debris
Altitude
Stream gradient (slope in per thousand)
Secchi depth (m)
Habitat degradation
Photographic documentation (highly recommended)
<b>Catch</b>
Recorded species (common name and reference to scientific name)
Number of bullheads
Other species (presence or abundance)
Length of bullheads specimens (fork length to nearest mm)
External anomalies or parasites
The following details are optional
Results from repeated samplings
Results on weight

### 3.5 Toekomstperspectieven

De inschatting van de toekomstperspectieven volgt uit het antwoord op de vraag: "Is het voortbestaan van de soort gegarandeerd op lange termijn in de biogeografische regio?". Het antwoord wordt gegeven als een goed (gunstig), matig of slecht (respectievelijk matig en zeer ongunstig) vooruitzicht en moet het resultaat zijn van een integratie van de informatie

over drukken, bedreigingen, populatietrends en populatiestructuur (European Commission, 2006).

De kerngegevens opgevraagd door Europa zijn:

- Drukken: de belangrijkste drukken (huidige verstoringen) uit een lijst met drukken (onder revisie).
- Bedreigingen: de belangrijkste bedreigingen (mogelijke toekomstige verstoringen) uit een lijst met bedreigingen (onder revisie).
- Toekomstperspectieven van de soort: globaal expertoordeel op basis van drukken, bedreigingen, populatietrend en -structuur (goede, matige, slechte vooruitzichten).

De beoordelingscriteria zijn (nog) niet eenduidig bepaald. In artikel 1 van de HR wordt in de definitie van de gunstige staat van instandhouding van een soort meermaals de nadruk gelegd op het belang van toekomstige ontwikkelingen en vooruitzichten; de staat van instandhouding wordt als gunstig beschouwd wanneer:

- uit populatie dynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog steeds een levensvatbare component is van de natuurlijke habitat waarin hij voorkomt, en *dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven*, EN
- het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of *binnen afzienbare tijd* lijkt te zullen worden, EN
- er een voldoende groot leefgebied (habitat) bestaat en *waarschijnlijk zal blijven bestaan* om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.

De bepaling van de SVI integreert naast drukken en bedreigingen ook populatietrends en de populatiestructuur.

Bij de beoordeling moet men rekening houden met de invloed van klimaatsveranderingen, behoudsmaatregelen die reeds bestaan of gestart zullen worden, wettelijke bepalingen, initiatieven rond duurzaam gebruik, veranderingen in bepaalde beleidsdomeinen, enz. Een manier van beoordelen wordt voor het ogenblik door de EC uitgewerkt.

## 4 Overzicht Natura 2000 vissoorten

### 4.1 Werkwijze

#### 4.1.1 Structuur van de soortenbespreking

In dit hoofdstuk brengen we per vissoort achtergrondinformatie samen als onderbouwing voor een meetnet. In het volgende hoofdstuk zullen we bij wijze van voorbeeld op basis van deze informatie een meetnetstrategie uittekenen voor rivier- en beekdonderpad.

De bespreking per vissoort hebben we in zes rubrieken gestructureerd: (1) literatuurbronnen, (2) ecologische kenmerken, (3) habitatvereisten, (4) areaal (verspreiding), (5) bemonstering en (6) beschikbare gegevens.

- De eerste rubriek bespreekt kort de voornaamste bronnen. Verspreid over kenniscentra is er veel materiaal beschikbaar en wellicht kunnen we bepaalde veldprotocollen – na een kritische evaluatie en bijsturing – grotendeels overnemen bij de implementatie van het HR-meetnet in Vlaanderen.
- De volgende twee rubrieken (ecologische kenmerken en habitatvereisten) moeten helpen om te beslissen over de habitatvariabelen en/of milieuvariabelen die we primair moeten opvolgen.
- Verspreiding (rubriek 4) geeft een compilatie van alle mogelijke vindplaatsen. Deze rubriek geeft soms ook kenmerken (bv. grote of kleine rivier) die interessant zijn voor een latere steekproeftrekking. Rubriek 5 vermeldt bijzonderheden over de bemonstering.
- De laatste rubriek overloopt de beschikbare gegevens van het huidige zoetwatervismeetnet en het team Aquatisch Beheer (INBO) voor de migratoren en evalueert in hoeverre ze als steekproefkader bruikbaar zijn.

De gegevens van het zoetwatervismeetnet zijn beschikbaar via het Vis Informatie Systeem ([VIS-databank](#)). Om het steekproefkader op te bouwen zijn externe gegevens i.v.m. vindplaatsen bruikbaar, o.a. van LIKONA, provinciale visserijbiologen, Natuurpunt. Ook anekdotische gegevens kunnen we gebruiken zoals recent samengebracht in de Rode Lijst zoetwatervissen (Verreycken et al., 2012). Wanneer de empirische aanpak niet volstaat om een representatief steekproefkader samen te stellen, zullen we kanskaarten samenstellen die de kans van het voorkomen van een soort weergeven op basis van nog te ontwikkelen predictiemodellen. Een modelmatige invalshoek is zeker wenselijk om gericht nieuwe potentiële gebieden op te sporen.

#### 4.1.2 Vissoorten van de Habitatrichtlijn

Tabel 2 geeft een overzicht van de vissoorten van de Habitatrichtlijn waarvoor Vlaanderen moet rapporteren aan Europa. In deze lijst komen acht zoetwatervissen voor (als we rivierdonderpad en beekdonderpad als twee afzonderlijke soorten beschouwen) en vier migratoren.

Voor elke soort wordt aangegeven in welke bijlage van de HR ze opgenomen zijn. **Bijlage II** bevat soorten waarvoor de lidstaten habitatrichtlijngebieden moeten aanwijzen (artikels 3 en 4) en waarbinnen of waarrond instandhoudingsmaatregelen (artikel 6) genomen moeten worden. **Bijlage IV** bevat zeer kwetsbare soorten en soorten met een uitgestrekt leefgebied, die over het volledige grondgebied van de lidstaten beschermd moeten worden (artikels 12



en 13). **Bijlage V** bevat soorten waarvoor de lidstaten, indien zij dat nodig achten, maatregelen kunnen voorzien om de exploitatie ervan te beperken (Van Reeth et al., 2007). De in Vlaanderen uitgestorven vissoorten worden niet verder besproken.

Tabel 2: Overzicht van de HR vissoorten (bijlagen II, IV en V) van belang in Vlaanderen met hun huidige Rode Lijst status (Verreycken et al., 2012).

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	HR bijlage			Rode lijst status
		II	IV	V	
<b>ZOETWATERVISSEN (potamodrome vissen)</b>					
<i>Lampetra planeri</i>	beekprik	X			Kwetsbaar
<i>Rhodeus sericeus</i>	bittervoorn	X			Momenteel niet in gevaar
<i>Misgurnus fossilis</i>	grote modderkruiper	X			Ernstig bedreigd
<i>Cobitis taenia</i>	kleine modderkruiper	X			Bijna in gevaar
<i>Cottus gobio</i>	rivierdonderpad	X			Kwetsbaar
<i>Thymallus thymallus</i>	vlagzalm			X	Ernstig bedreigd
<i>Barbus barbus</i>	barbeel			X	Kwetsbaar
<b>MIGRATOREN (anadrome en diadrome vissen)</b>					
<i>Lampetra fluviatilis</i>	rivierprik	X		X	Zeldzaam
<i>Alosa fallax fallax</i>	fint	X		X	Ernstig bedreigd
<i>Salmo salar</i>	zalm	X		X	Ernstig bedreigd
<i>Petromyzon marinus</i>	zeeprik	X			Ernstig bedreigd

Volgens recent taxonomisch en genetisch onderzoek is rivierdonderpad *Cottus gobio* een complex van acht soorten met verschillende ecologische kenmerken. In Vlaanderen komen twee soorten voor: *Cottus rhenanus* (beekdonderpad) en *Cottus perifretum* (rivierdonderpad). Daarnaast is er nog een kleine populatie van niet-inheemse *Cottus gobio* (Europese rivierdonderpad) aanwezig.

Potamodroom: migratie over relatief langere afstand volledig binnen het zoetwatermilieu; diadroom: migratie tussen zoet- en zoutwater, kan onderverdeeld worden in anadroom (paai in zoetwater, voornaamste groei in zout) en katadroom (paai in zoutwater, voornaamste groei in zoet).

#### 4.1.3 Voornaamste literatuurbronnen

Voor het overzicht hebben we ons geïnspireerd op twee referentiewerken voor Natura 2000: Decler (2007) voor Vlaanderen en Janssen et al. (2008) voor Nederland. Deze auteurs bundelden heel beknopt soortenbeschrijvingen, ecologische vereisten en bedreigingen van de soorten. Daarnaast gaven ook de *Atlas van de Vlaamse Beek- en Riviervis* (Vandelannoote et al., 1998) en Adriaens et al. (2008) bruikbare samenvattingen voor de situatie in Vlaanderen. Stevens et al. (2009) geven een recente stand van zaken voor de migratoren in de Schelde.

Ook haalden we informatie uit de talrijke kennisdocumenten van [Sportvisserij Nederland](#) en uit soortherstelplannen in Vlaanderen en Nederland.

Voor de ecologie hebben we intensief geput uit de reeks *Conserving Natura 2000 Rivers* uit de UK die behalve vissen en rondbekken ook andere watergebonden soorten documenteert. Voor elke soort is er telkens een rapport voor de ecologie (*Ecology Series*) en de monitoring (*Monitoring Series*). Bij de afzonderlijke bespreking van de vissoorten zullen we de specifieke rapporten vermelden.

Cowx et al. (2009) werkten een gestandaardiseerd protocol uit voor de monitoring van de instandhouding van rivierdonderpad in speciale beschermingszones in de UK. Dennis et al. (2003) beschreven experimenten om veldprotocollen te vergelijken en distilleerden hieruit aanbevelingen voor de bemonstering van prik, donderpad en kleine modderkruiper. Spikmans et al. (2008; 2011) en Spikmans & Kranenbarg (2008) reikten een leidraad aan om de beken en polderwaterlopen te bemonsteren met het oog op de bepaling van het areaal van de Natura 2000 soorten. Ook zij baseerden hun aanbevelingen op veldexperimenten.

## 4.2 Rivierdonderpad (*Cottus* spp.)

### 4.2.1 Voornaamste literatuurbronnen

Cowx & Harvey (2003) en Tomlinson & Perrow (2003) waren de twee voornaamste achtergronddocumenten. Aanvullende informatie vonden we in het *Kennisdocument van de donderpad* (Peters, 2009) en in *Voorkomen en verspreiding van donderpadden in Nederland* (Dorenbosch et al., 2008). Seeuws et al. (1998b) stelden een soortbeschermingsplan voor rivierdonderpad voor en Dennis et al. (2003) gaven aanbevelingen voor de bemonstering van rivierdonderpad uitgaande van een vergelijkend experiment.

### 4.2.2 Ecologische kenmerken

Recent genetisch en taxonomisch onderzoek heeft uitgewezen dat rivierdonderpad (*Cottus gobio*) uit meerdere soorten bestaat. *Cottus gobio* zelf heeft een oostelijk verspreidingsgebied en komt hier niet voor behalve op één vindplaats (Figuur 6). Twee soorten worden wel aangetroffen: *Cottus perifretum* (rivierdonderpad) en *Cottus rhenamus* (beekdonderpad).

Als gevolg van deze opsplitsing is nader onderzoek naar de ecologie (en verspreiding) van de soorten nodig.

Beekdonderpad komt eerder voor in snelstromende rivieren en/of beken. Het gaat om ondiepe, zuurstofrijke en snelstromende wateren, waarvan de bodem bestaat uit een afwisseling van zand, grind en steen en die tevens voldoende schuilgelegenheid biedt in de vorm van takken en wortels. Rivierdonderpad komt voor in wateren met een lagere stroomsnelheid. Beide soorten zwemmen zelden in open water of boven een kale ondergrond; stuwtes vormen al gauw een onoverkomelijke hindernis (Decler, 2007).

### 4.2.3 Habitatvereisten en bedreigingen

Voor rivierdonderpad zijn volgende kenmerken van belang: natuurlijke, vrij meanderende waterlopen, hoge waterkwaliteit, aanwezigheid van hard substraat en afwezigheid van sedimentatie door leem of slib. Kleine barrières kunnen hinderlijk zijn, maar bij het wegwerken van migratiebarrières bestaat het risico dat de meer zeldzame beekdonderpad weg gekruist wordt door de meer algemeen voorkomende rivierdonderpad.

Rivierdonderpadden zijn zeer gevoelig voor waterverontreiniging en voor veranderingen in de fysische omgeving van waterlopen. Beekregulaties en ruimingingen zijn nefast voor de soort. Ook sedimentatie in de waterlopen door slib of leem dat van akkers afspoelt (bv. doordat weilanden omgezet worden in akkers), is problematisch (Janssen et al., 2008).

Rivierdonderpad is na zijn sterke uitbreiding in de laatste decennia niet bedreigd. Beekdonderpad echter is beperkt tot een gering aantal, sterk geïsoleerde populaties. Beide soorten profiteerden waarschijnlijk van de verbeterde waterkwaliteit (Decler, 2007).

Uitwisseling tussen populaties wordt verhinderd door de slechte waterkwaliteit van de midden- en benedenlopen en de aanwezigheid van migratiebarrières (Volckaert et al., 2002).

In Duitsland is in beken waar populaties van beide soorten bij elkaar komen, hybridisatie opgetreden. Er moet dan ook gewaakt worden voor het simpelweg overbrugbaar maken van stuwen in beken waar zich populaties van beekdonderpad bevinden (Horemans, 2006).

De soort is gebaat met behoud en herstel van natuurlijke, vrij meanderende beken en rivieren, waar ruimingingen achterwege blijven. Een goede waterkwaliteit is cruciaal, zodat riool overstorten en diffuse verontreiniging (bv. door akkererosie en uitspoeling van meststoffen) geweerd moeten worden. Lokale aanwezigheid van hard substraat op de beekbodem is een noodzaak. Daartoe kan overwogen worden om bv. lokale ijzerzandsteensubstraten te herstellen of te introduceren. Migratieknelpunten, zoals stuwen, moeten weggewerkt worden. Bij een gefaseerde aanpak verdienen de bovenlopen de eerste prioriteit (Janssen et al., 2008).

### 4.2.4 Areaal (verspreiding)

Het geslacht *Cottus* komt in bijna heel Europa voor, tot ver in Rusland. Omdat de soort pas vrij recent is opgesplitst, is de verspreiding in Vlaanderen niet gekend. Rivierdonderpad komt in het Scheldebekken voor en beekdonderpad in het Maasbekken (Crombaghs et al., 2007). Figuur 5 geeft een overzicht van de verspreiding van *Cottus gobio* in de Belgisch Atlantische

regio. Microsatelliet onderzoek (De Gelas et al., 2008) bevestigt het voorkomen van twee gescheiden groepen. Ook studies uit Nederland tonen hetzelfde verspreidingspatroon.

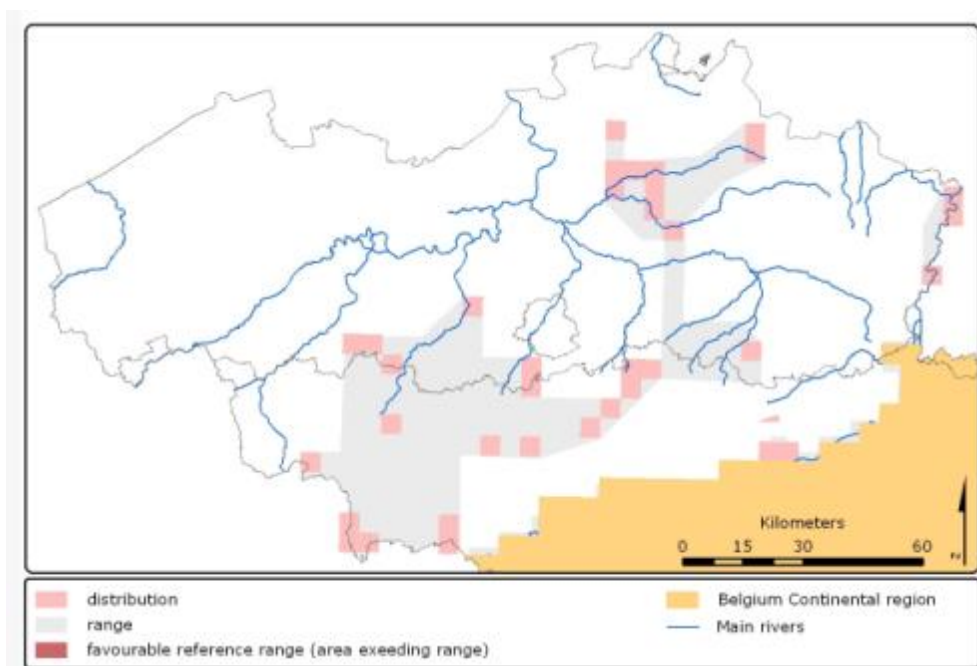
Rivierdonderpad heeft een westelijk areaal en komt onder meer voor in rivieren in de UK en in de Schelde. Beekdonderpad beperkt zich tot de zij- en bovenlopen van het Maas-Rijn systeem. Rivierdonderpad heeft zich in Nederland sinds de jaren 1980 sterk uitgebreid over plassen en grote rivieren, mogelijk ten gevolge van een verbetering van de waterkwaliteit. In Duitsland heeft zich eenzelfde proces voltrokken (Adriaens et al., 2008).

Oorspronkelijk was alleen beekdonderpad in het Maasbekken aanwezig, maar recent onderzoek aan de Nederlandse kant van de Maas wijst uit dat rivierdonderpad de Maas en een aantal zijbeken heeft gekoloniseerd en dat deze populatie in stroomopwaartse richting uitbreidt (Crombaghs et al., 2007). Onderzoek aan de Belgische kant van de Maas ontbreekt nog zodat enige voorzichtigheid met betrekking tot de soortstatus van de populaties van donderpad in de Maas en de onmiddellijk aangrenzende beken gepast is (Volckaert et al., 2002).

Rivierdonderpad komt in Vlaanderen in een aantal beken en rivieren van het Scheldebekken voor (o.a. Desselse Nete, Dijle, Dorpbronbeek, Grote Nete, IJse, Kapittelbeek, Kleine Wilboerebeek, Kleine Nete, Krombeek, Molenbeek, Rilroheidebeek, Sassegembeek, Tappelbeek, Verrebeek, Voorste Nete, Witte Nete, Zwalmbeek, Zwanebeek, Zwarte Nete, ...). De soort komt niet voor in de provincie West-Vlaanderen (Knaepkens, 2004).

De huidige populaties bestaan uit een relatief klein aantal individuen en de populaties komen gefragmenteerd voor. Dit wil zeggen dat de populaties ofwel geografisch zeer ver van elkaar liggen zonder dat er in de tussenliggende waterlopen populaties te vinden zijn en/of dat er een groot aantal migratieknelpunten voorkomt tussen de populaties. De laatste jaren wordt er wel een licht demografisch herstel waargenomen van de rivierdonderpadpopulaties, vooral in het Netebekken (Grote en Kleine Nete) (Janssen et al., 2008).

In de Steenputbeek (Hallerbos) komt nog een populatie voor van *Cottus gobio*, vermoedelijk uit centraal Europa geïntroduceerd samen met beekforel (Decler, 2007).



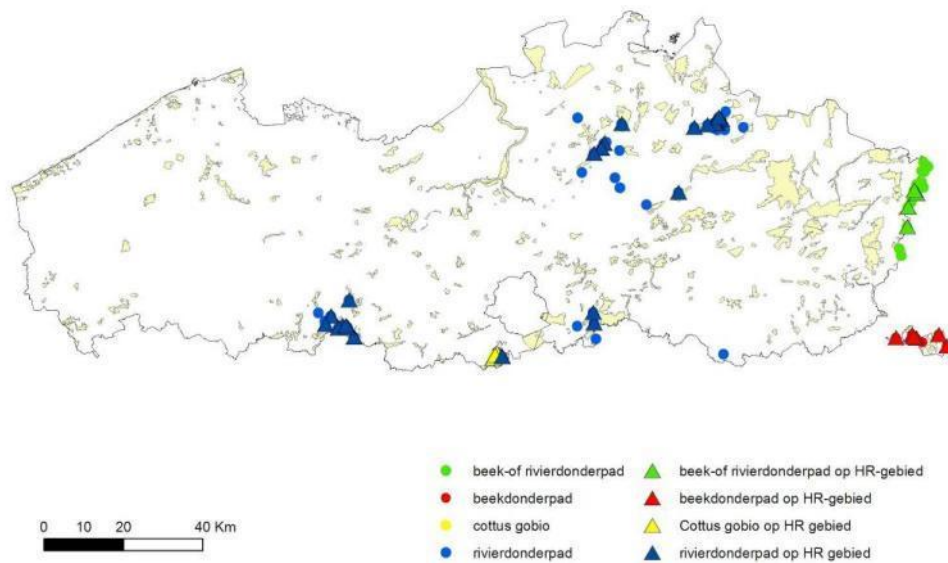
Figuur 5: Verspreiding van *Cottus gobio* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008h).

#### 4.2.5 Bemonstering

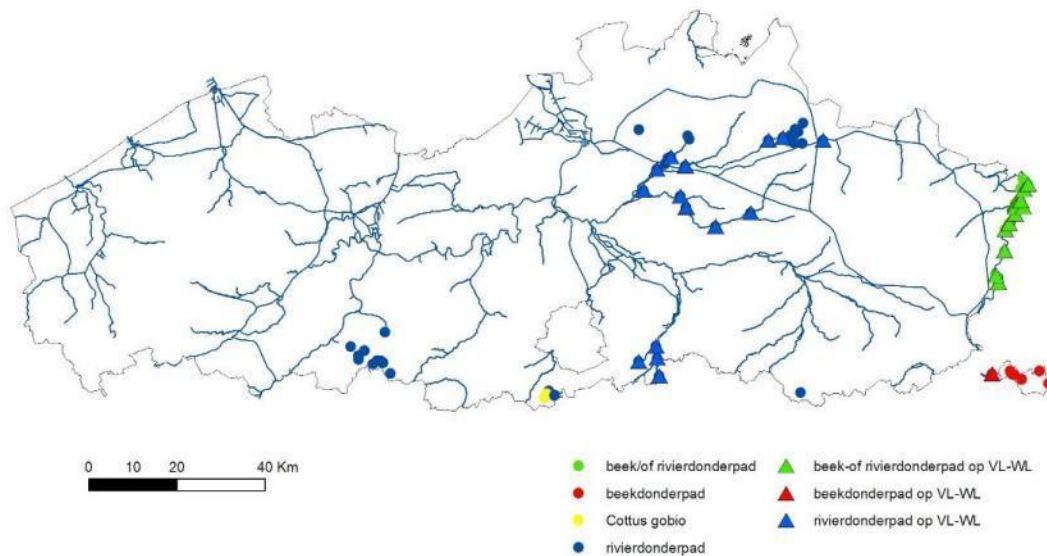
Bemonstering van de rivierdonderpadpopulaties kan met **elektrovisserij**. Maar de nachtelijke levenswijze van donderpad kan leiden tot een onderschatting van de abundantie bij bemonsteringen overdag. Ook de afwezigheid van een zwemblaas kan de vangst bemoeilijken: op het moment dat de vis verdoofd wordt, zakt hij terug naar de bodem. Een beperkt doorzicht is om die reden een complicerende factor bij het vangen van de donderpad (Janssen et al., 2008). Op kleine schaal kunnen donderpadden met een **schepnet** gevangen worden door stenen op te lichten (Spikmans et al., 2011). Spikmans & Kranenbarg (2008) bevelen aan in het voorjaar (april-mei) en/of het najaar (september-november) te bemonsteren.

#### 4.2.6 Beschikbare gegevens

In het huidige zoetwatervismetnet wordt rivierdonderpad aangetroffen op 75 vangstplaatsen waarvan er 41 in HR gebieden liggen, verspreid over acht verschillende HR gebieden (Figuur 6). 28 locaties liggen op Vlaamse waterlichamen (VWL) verdeeld over 13 verschillende waterlichamen (Figuur 7); 24 locaties liggen verspreid over 12 verschillende eerste orde waterlichamen (EWL). Negen locaties bevinden zich tegelijk in HR gebied als op een Vlaams waterlichaam.



Figuur 6: Vindplaatsen rivier- en beekdonderpad in HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011).



Figuur 7: Vindplaatsen rivier/beekdonderpad op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011).

### 4.3 Beekprik (*Lampetra planeri*)

#### 4.3.1 Voornaamste literatuurbronnen

Seeuws & Coeck (1996) waren de belangrijkste bron van informatie voor Vlaanderen. Maar ook uit de UK werd heel wat informatie gehaald, de gehanteerde bronnen zijn van Maitland (2003) en Harvey & Cowx (2003).

### 4.3.2 Ecologische kenmerken

Beekprik is een buitenbeentje in de prikkenfamilie omdat hij niet migreert en er geen parasitaire levenswijze op nahoudt. Hij is ook kleiner dan de andere priksoorten. De beekprik leeft het grootste deel van zijn leven als larve (ammocoetes) in de bodem van beken met langzaam tot matig snelstromend water en een zandige bodem. In dit watertype zitten de larven ingegraven op plekken met slib dat rijk is aan organische stoffen, zoals in binnenbochten van meanders. Het water moet hier zuurstofrijk zijn en niet te snel stromen (< 50 cm/s). Uit het slib filteren de larven hun voedsel. Wanneer ze zes jaar oud zijn, vindt vanaf eind juni de metamorfose plaats. De dan volwassen geworden beekprik leeft nog maar een half jaar om te kunnen paaien; na het larvale stadium neemt hij geen voedsel meer op (Sportvisserij Nederland, 2006).

### 4.3.3 Habitatvereisten en bedreigingen

Beekprik vereist kleine en grote beken (midden- en bovenlopen) met een goede waterkwaliteit, bestaande uit zuurstofrijk, langzaam stromend water ( $\pm 10$  cm/s) en een fijn zandige bodem, rijk aan slib. Voor het paaien hebben ze nood aan ondiepe, zon belichte grindbanken waar het water sneller (20-30 cm/s) en turbulenter stroomt. Zuurstofgebrek en waterverontreiniging zijn nefast voor de soort, evenals recht trekkingen en ruiming en omdat hierbij vaak vitale paaibedden voor de adulten en ingraafbiotopen voor de larven verdwijnen (Seeuws & Coeck, 1996).

Beekprik is gevoelig voor een slechte waterkwaliteit. Het is aan te raden de waterkwaliteit zo goed mogelijk te houden, zowel in beken waar de soort voorkomt als in de zijlopen met het oog op uitbreiding van de soort.

Een waterpeil dat kunstmatig varieert, heeft een ongunstig effect op de larvenpopulatie. De regulering van het waterniveau moet daarom zo veel mogelijk beperkt worden tot het strikt noodzakelijke.

Beekpriklarven verplaatsen zich gedurende hun 6-7 jaar durende levenscyclus slechts over een traject van een drietal kilometers. Een traject met die lengte stroomafwaarts van de paaiplaats vrijwaren, is in principe voldoende om de soort te beschermen.

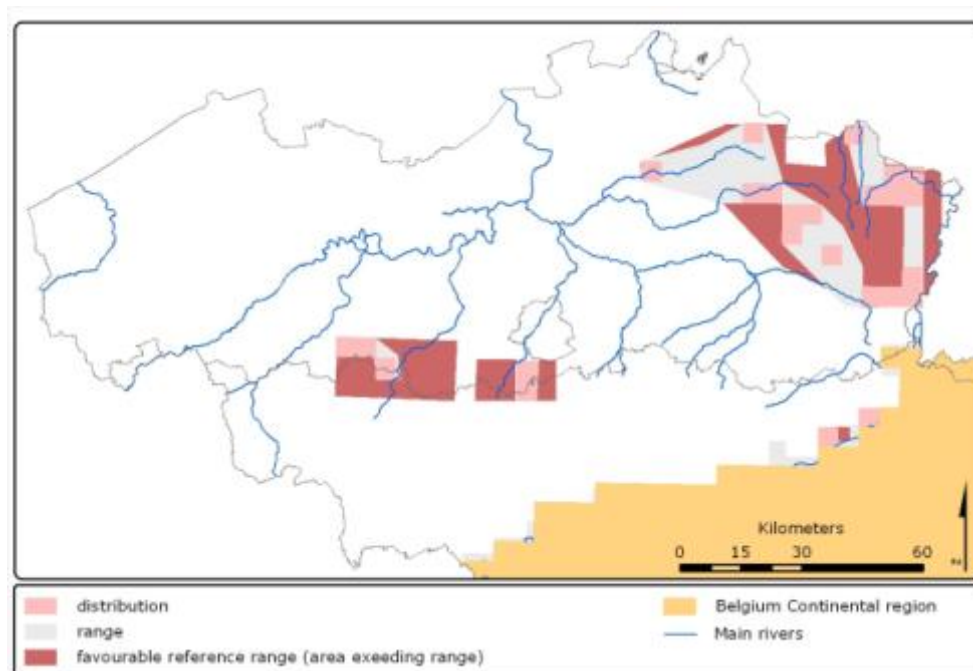
Hoge stroomsnelheden van 1.0 m/s kunnen slechts over een korte afstand overbrugd worden en fysische obstakels in het water moeten passeerbaar zijn voor adulten die in stroomopwaartse richting naar geschikte paaiplaatsen zoeken. Voor beekprik is de meest aangewezen methode het hoogteverschil te overbruggen met stenen en/of stukken hout. Het maximaal overbrugbare hoogteverschil bedraagt vermoedelijk een 15 cm.

Een heterogene samenstelling van het substraat speelt een belangrijke rol in het leven van zowel larven, die zich ingraven, als van adulten die een grover substraat als paaiplaats verkiezen (Seeuws et al., 1998a).

### 4.3.4 Areaal (verspreiding)

Beekprik is beperkt tot Europa maar daarbinnen heeft de soort een groot areaal dat zich uitstrekt van Scandinavië (rondom de Oostzee), tot de Alpen en van de Britse eilanden tot aan de Wolga; de meeste vindplaatsen liggen echter wel geïsoleerd in kleine zijrivieren en beken (Janssen et al., 2008). Figuur 8 geeft een overzicht van de verspreiding van *Lampetra plane-ri* in de Belgisch Atlantische regio.

In Vlaanderen komt beekprik nog beperkt voor in de midden- en bovenlopen van het bekken van de Kleine Nete (Kleine Nete zelf en Desselse Nete), de Grote Nete (middenloop Grote Nete, Asbeek, Balense Gracht), Maas (Warmbeek-Oude Beek, Aabeek-Bullenbeek, Itterbeek, Zijpbeek-Asbeek, Voer), Zenne (Steenputbeek en Kapittelbeek), Dender (Terkleppenbeek), Zwalm (Molenbeek, Dorenbosbeek, Verrebeek, Sassegembeek), Demer (boven- en middenloop Zwarte beek, Laambeek, Zutendaalbeek, Bezoensbeek, Munsterbeek), in de Krombeek, een zijbeek van de Maarkebeek en in de Walebeek (Brugse Polders) (Adriaens et al., 2008).



Figuur 8: Verspreiding van *Lampetra planeri* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008a).

#### 4.3.5 Bemonstering

Bemonstering van beekprik kan met **elektrovisserij**.

Larven van beekprik zijn met het blote oog niet of moeilijk te onderscheiden van larven van rivierprik. Daarom moet er – in gebieden waar beek- en rivierprik samen voorkomen – extra aandacht gaan naar het adulte stadium, vooral tijdens de reproductie (Adriaens et al., 2008).

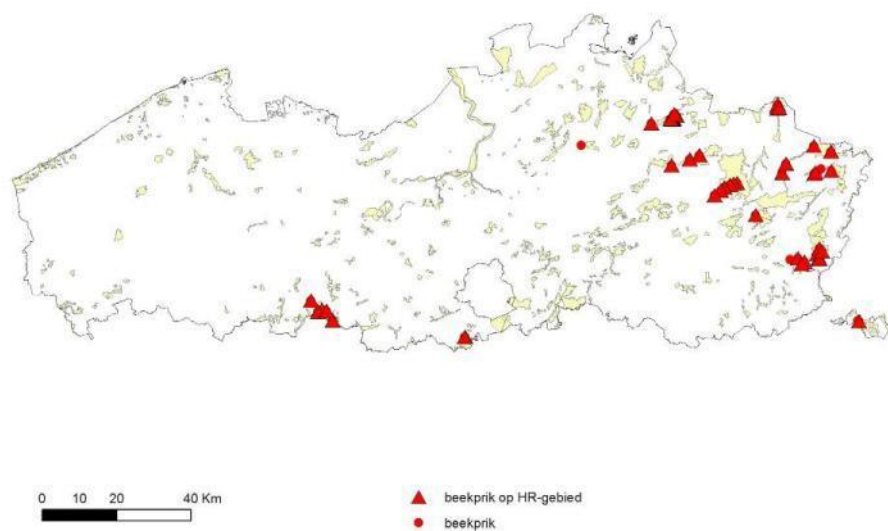
Het vangen van de larven gebeurt het best wanneer de ammocoeten aan het transformeren zijn, omdat ze dan het gemakkelijkst te identificeren zijn in het veld (Gardiner, 2003). Zo is het aanbevolen om de staalnamen ten vroegste in juli te laten plaatsvinden, maar het liefst tussen augustus en oktober (Harvey & Cowx, 2003).

Tot nog toe werden in Vlaanderen geen rivierpriklarven gevangen (Stevens et al., 2011), maar wel beekpriklarven in de Grote Nete. Stevens et al. (2009) beschrijven de methodologie. Monitoring van larven is niet eenvoudig, arbeidsintensief en duur. Een belangrijk voordeel van prikclarven is wel dat ze vrij constant over het jaar aanwezig zijn.

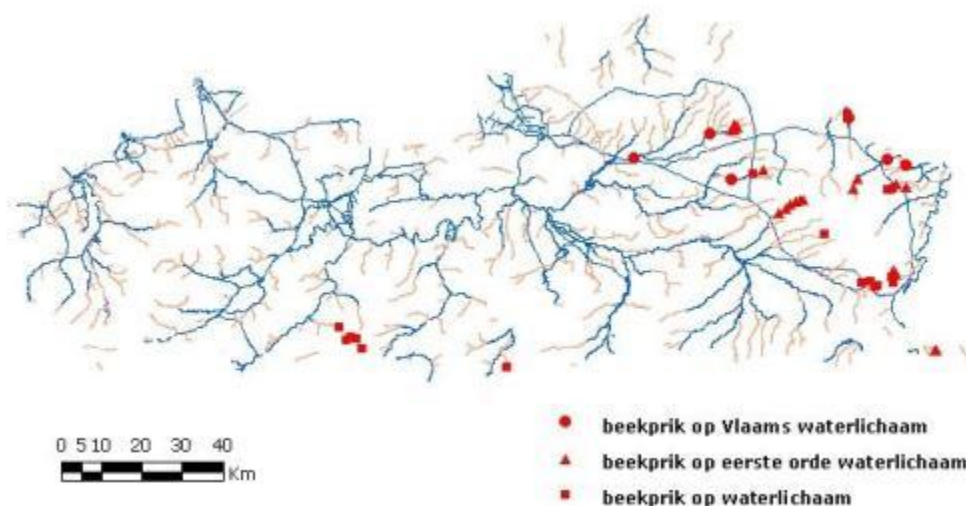
#### 4.3.6 Beschikbare gegevens

In het huidige zoetwatervismetnet wordt beekprik aangetroffen op 53 vangstplaatsen waarvan er 48 in HR gebieden liggen, verspreid over 12 verschillende HR gebieden (Figuur 9). Zes locaties liggen op Vlaamse waterlichamen, verdeeld over vijf verschillende VWL (Figuur 10); 26 locaties op eerste orde waterlichamen, verspreid over negen verschillende EWL.

Daarnaast beschikt het team Aquatisch Beheer (INBO) over recente CPUE gegevens uit de Asbeek, Balense gracht, Grote Nete, Abeek, Terkleppenbeek. Zij hebben eveneens aan- en afwezigheidsgegevens (test met de prikkenstofzuiger) en depletiegegevens (met gebruik van afzetnetten) uit de Grote Nete ter hoogte van de Halflochtijk.



Figuur 9: Vindplaatsen beekprik in HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011).



Figuur 10: Vindplaatsen beekprik op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011).

## 4.4 Bittervoorn (*Rhodeus sericeus*)

### 4.4.1 Voornaamste literatuurbronnen

Als voornaamste literatuurbron voor bittervoorn steunden we op het *Kennisdocument bittervoorn Rhodeus amarus* (Bloch, 1782) van de Lange & Van Emmerik (2006).

### 4.4.2 Ecologische kenmerken

Bittervoorn is een vissoort van traag stromende beken en rivieren met een hoge tot vrij hoge waterkwaliteit (cf. habitatype 3260) en van stilstaande wateren zoals vijvers, plassen, slo-



ten en afgesloten riviermeanders met een goed ontwikkelde waterplantenvegetatie (cf. habitattype 3150). De soort is een indicator voor verstuwung van beken en rivieren. Bittervoorn worden vooral in de plantenrijke oeverzone aangetroffen (fytofiel) of in de zachte stroom voor rivierduikers. Voor de voortplanting is bittervoorn afhankelijk van de aanwezigheid van zoetwatermosselen (van het geslacht *Unio* of *Anodonta*) waarin de eieren afgelegd worden (Mills & Reynolds, 2004; Smith et al., 2004). Bittervoorn is een zoetwatervissoort en kan vermoedelijk geen hoge concentratie zout verdragen; harde gegevens zijn hierover niet bekend (Adriaens et al., 2008).

De abundantie en biomassa van bittervoornpopulaties varieert nogal, afhankelijk van de lokale omstandigheden, maar zijn in het algemeen veel lager in stromende wateren dan in stilstaande wateren (de Lange & Van Emmerik, 2006).

#### 4.4.3 Habitatvereisten en bedreigingen

De habitatvereisten bestaan voornamelijk uit traag stromende of stilstaande waterlopen, met een gevarieerde plantengroei of plantenrijke oevers, een goede waterkwaliteit en de aanwezigheid van zoetwatermosselen. Algemeen zijn er weinig gegevens beschikbaar over de habitat- en milieueisen ten aanzien van de saliniteit, stroomsnelheid, pH, waterdiepte en mate van vegetatiedekking (de Lange & Van Emmerik, 2006). Hieronder geven we een overzicht van de voornaamste habitatvereisten:

Watertemperatuur: De voorkeurstemperatuur van bittervoorn ligt tussen 14°C en 20°C (Gaumert, 1981).

Zuurstofgehalte: In de literatuur worden geen minimale of optimale zuurstofgehalten vermeld maar bittervoorn zou tijdelijk lage zuurstofgehalten kunnen verdragen (Van Emmerik & De Nie, 2006).

pH: Over de zuurgraad die bittervoorn verdraagt is weinig bekend. Maar aangezien zoetwatermosselen geen zuur water verdragen zullen bittervoorn alleen daardoor al zuur water mijden (Redeke, 1941).

Saliniteit: Volgens Redeke (1941) kan bittervoorn zwak brak water verdragen; in polders waar verzilting optreedt (bv. polder Geestmerambacht, rond 1921) verdwijnt de soort.

Stroomsnelheid: De maximaal getolereerde stroomsnelheid is niet bekend.

Waterdiepte: In Nederland is deze vissoort meestal te vinden in wateren met een diepte van 50 cm of meer (Crombaghs et al., 2000).

Substraat: Bittervoorn wordt aangetroffen in water met een bodem die bestaat uit zand, grind, klei of veen of een dunne laag modder. Dikke modderbodems waarin anaerobe omstandigheden heersen, worden vermeden. Hierin zijn de leefomstandigheden voor zoetwatermosselen waarschijnlijk ongunstig. Indien in een water geen mosselen voorkomen, kan bittervoorn zich niet voortplanten. Zoetwatermosselen zijn, wat het bodemsubstraat betreft, niet kieskeurig. Ze worden op een veelheid van bodems aangetroffen: modder, zand, grind en (niet te harde) klei en zelfs tussen grote keien in snelstromende riviertjes. Zolang er geen andere beperkende factoren optreden, bepaalt de aanwezigheid van zoetwatermosselen het verspreidingsgebied van bittervoorn (de Lange & Van Emmerik, 2006). Helaas worden bij onderhoudswerkzaamheden aan waterlopen regelmatig grote aantallen mosselen verwijderd. Dit betekent dat bittervoorns zich daar niet langer kunnen voortplanten, waardoor gehele populaties verdwijnen (Gaumert, 1986).

Waterkwaliteit: Bittervoorn is bijzonder gevoelig voor vervuiling. Dit geldt niet zozeer voor organische vervuiling of huishoudelijk afval, maar vooral voor industriële vervuiling (de Lange & Van Emmerik, 2006). Frequente ruiming van beken en rivieren is nadelig omdat hiermee waterplanten en zoetwatermosselen verwijderd worden (Decler, 2007).

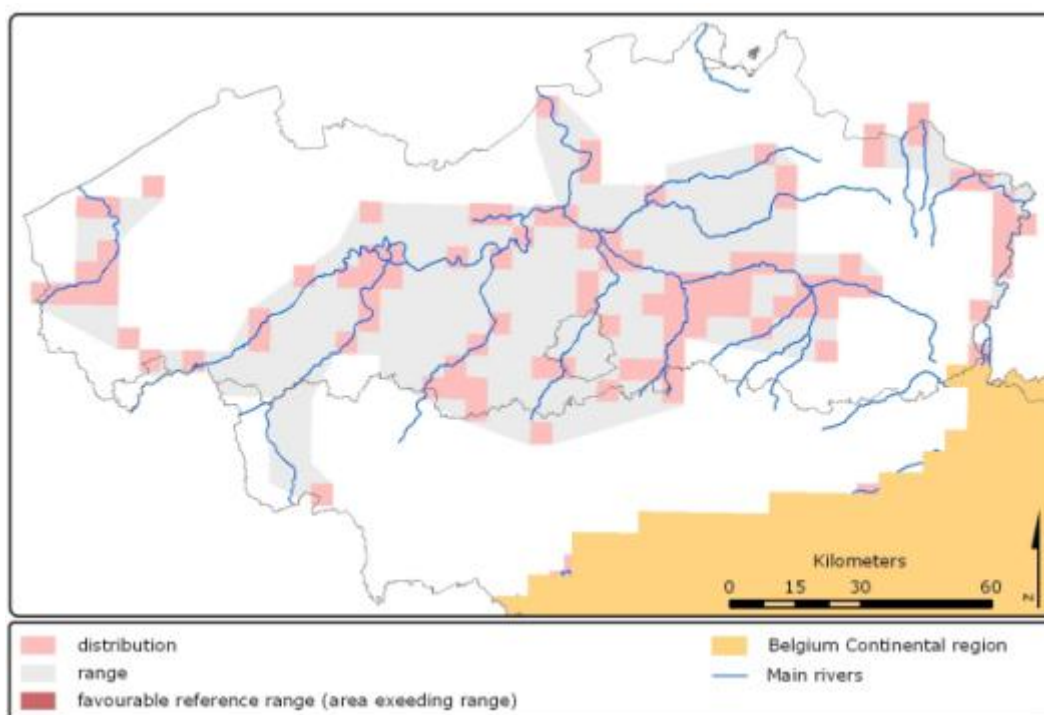
#### 4.4.4 Areaal (verspreiding)

Het areaal van bittervoorn strekt zich uit van West- tot Oost-Europa, de streken rond de Zwarte Zee en tot in de Oeral (de Lange & Van Emmerik, 2006). Kottelat & Freyhof (2007) geven verspreidingskaartjes van twee aparte bittervoornsoorten: *Rhodeus amarus* en *Rhodeus sericeus*. Alleen de tweede soort komt in Vlaanderen voor. Figuur 11 geeft een overzicht van de verspreiding van *Rhodeus sericeus* in de Belgisch Atlantische regio.

In Vlaanderen komt bittervoorn voor in alle grote rivieren zoals de IJzer, Leie, Boven- en Zeeschelde, Dender, Demer, Dijle en Grote Nete. In de Zeeschelde en de Rupel komen geen *Unionidae* voor wegens de sterke sedimentatie/erosie, baggeractiviteiten, hoog gehalte zwe-

vende stof, getijden en (tijdelijk) lage zuurstofconcentraties (Billen et al., 2005; Chen et al., 2005; Meire et al., 2005; Van Damme et al., 2005). Bittervoorns die in de Zeeschelde en de Rupel gevangen worden, zijn afkomstig van het uitspoelen vanuit de Bovenschelde, Lippenbroek, kanaal van Wintam, grachten die afwateren in de Schelde enz. Een reproducerende populatie in de hoofdloop van de Zeeschelde is zeer twijfelachtig.

Bittervoorn ontbreekt in de Grensmaas, maar is wel aanwezig in enkele zijbeken ervan en in de Noord-Limburgse vloeivelden. In het Dijle- en Demerbekken is de soort met telkens een 30-tal plaatsen het meest gevangen. Ook op de kanalen Nieuwpoort-Duinkerke, Ieper-IJzer, Roeselare-Leie, Ringvaart, Willebroekse vaart en Leuven-Dijle zijn er regelmatig vondsten. Daarnaast leeft bittervoorn ook in de wateringen van Mol en Lommel en een aantal polderwaterlopen (Boezingegracht, Landdijkgracht). De soort is ook gesignaleerd in riviermeanders en vijvers en komt daar allicht nog meer voor dan bekend (Adriaens et al., 2008).



Figuur 11: Verspreiding van *Rhodeus sericeus* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008e).

#### 4.4.5 Bemonstering

Bittervoorn is een vrij algemeen voorkomende vissoort in Vlaanderen die gemakkelijk met elektrovisserij gevangen wordt. De beste periode voor het bemonsteren is de late zomer (augustus-september).

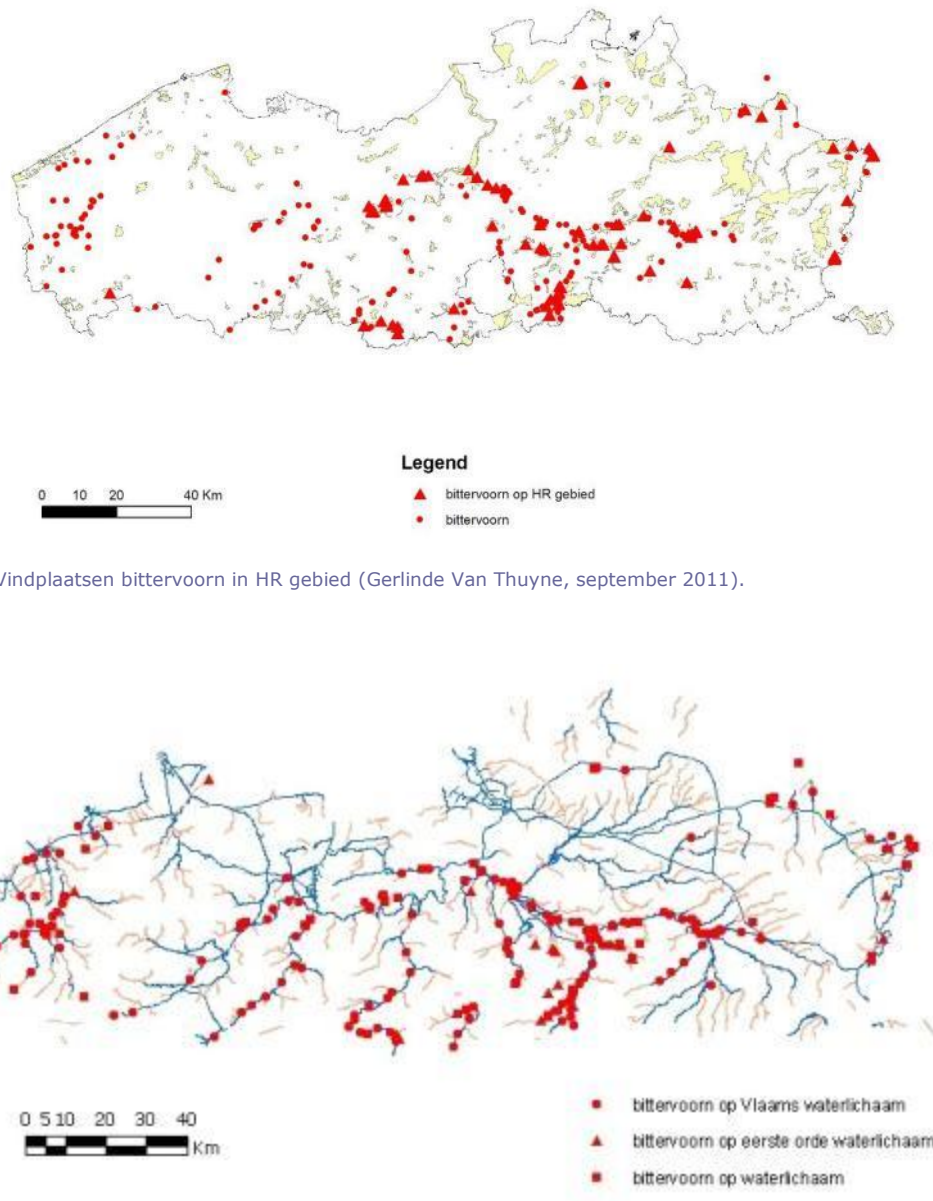
Door zijn vrij algemeen voorkomen in Vlaanderen, is het mogelijk om bemonsteringen te laten meeliften met de bemonsteringen voor de toestand- en trendmonitoring voor de KRW op voorwaarde dat de meetplaatsen voldoende representatief zijn voor de totale populatie en alle potentieel geschikte leefgebieden vertegenwoordigd zijn.

#### 4.4.6 Beschikbare gegevens

In het huidige zoetwatervismetnet wordt bittervoorn aangetroffen op 269 vangstplaatsen waarvan er 89 in HR gebieden liggen, verspreid over 16 verschillende HR gebieden (Figuur

12) en er 156 locaties op Vlaamse waterlichamen liggen, verdeeld over 71 verschillende VWL (Figuur 13); 21 locaties liggen op 14 verschillende eerste orde waterlichamen.

Daarnaast beschikt het team Aquatisch Beheer (INBO) nog over recente aan- en afwezigheidsgegevens uit het stroomgebied van de Grote Nete en de Laan en depletiegegevens (zonder afzetnetten) uit de Kleine Beek.



Figuur 12: Vindplaatsen bittervoorn in HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).

Figuur 13: Vindplaatsen bittervoorn op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).

## 4.5 Grote modderkruiper (*Misgurnus fossilis*)

### 4.5.1 Voornaamste literatuurbronnen

De achtergrondinformatie is hier vooral afkomstig van het *Kennisdocument grote modderkruiper, Misgurnus fossilis (Linnaeus, 1758)* van van Beek (2003).

### 4.5.2 Ecologische kenmerken

Grote modderkruiper is een solitair levend dier dat vooral in de schemering en 's nachts actief is. Overdag verbergt deze vis zich veelal in de modder en doet daarmee zijn naam eer aan. Van de vele bijzondere eigenschappen die deze vis bezit, heeft vooral zijn vermogen om het weer te "voorspellen" hem bekend gemaakt. Bij sterk dalende luchtdruk, zoals bij naderend onweer, zwemt hij onrustig in de waterkolom (van Beek, 2003). Lokale omstandigheden kunnen het activiteitenpatroon echter sterk bepalen. Bohl (1993) noemt hierbij de volgende factoren: temperatuur, zuurstofgehalte, helderheid, populatiedichtheid en aanwezigheid van voedselconcurrenten en predatoren.

### 4.5.3 Habitatvereisten en bedreigingen

Grote modderkruiper komt voor in zowel traag stromend (< 5 cm/s) (Bohl, 1993) als stilstaand, ondiep en plantenrijk water met een goede waterkwaliteit, een dikke modderlaag en veel plantenresten (habitattype 3150). De diepte bedraagt meestal niet meer dan maximaal 1.5 m met een geleidelijk oplopende oeverzone (van Beek, 2003). De soort komt voor in zowel plassen, vijvers, sloten als kanalen (Decler, 2007; Maes & Ollevier, 2005). Grote modderkruiper kan een veelheid van biotopen bewonen door ongunstige perioden te overbruggen via huid- en darmademhaling of een rustperiode (van Beek, 2003).

Een belangrijk leefgebied van grote modderkruiper zijn de overstromingsvlakten van rivieren. Oude rivierarmen waarin verlandingsprocessen optreden geven een structuurrijk habitat (Käfel, 1991). Het water hoeft niet zuurstofrijk te zijn: dankzij de verschillende vormen van ademhaling, kan de grote modderkruiper zich in zuurstofarm water uitstekend redden. Ook perioden van grote droogte, waarin de watertemperatuur behoorlijk kan oplopen of het water zelfs geheel opdroogt, kan de grote modderkruiper overbruggen. In de bodem ingegraven wacht hij dan op het aanbreeken van gunstigere leefomstandigheden (van Beek, 2003).

Hoewel deze vissoort zich vanwege zijn verborgen leefwijze niet gemakkelijk laat bemonsteren, is toch bekend dat deze vissoort het niet zo goed doet vooral wegens de verdwijning van geschikte leefgebieden door drainage van moerassen, intensief waterbeheer en vervuiling van het water (van Beek, 2003).

In het *Kennisdocument grote modderkruiper* (van Beek, 2003) wordt een overzicht gegeven van de maximale en minimale waarde van de milieuparameters voor deze vissoort (Tabel 3). Tolerantiegrenzen kunnen hieruit niet worden afgeleid. Voor enkele stoffen die in het water kunnen voorkomen zoals bestrijdingsmiddelen staan geen waarden in de tabel. Grote modderkruiper lijkt hiervoor vooral gevoelig tijdens de jonge stadia (Bohl, 1993).

We geven een beknopt overzicht van de habitatvereisten (van Beek, 2003):

Watertemperatuur: De optimale watertemperatuur voor grote modderkruiper is niet bekend. Wel is gevonden dat de paaitijd begint wanneer het water een temperatuur heeft van 13-14°C (Philippart & Vranken, 1983) en dat de larven voor een goede ontwikkeling een watertemperatuur van ongeveer 20°C verlangen (Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, 1988). Alabaster & Lloyd (1982) vermeldden dat grote modderkruiper paait binnen het temperatuurtraject van 13-24°C.

Zuurstofgehalte: Grote modderkruiper is in staat om in vrijwel zuurstofloos water in leven te blijven; hetgeen onder andere mogelijk is door gebruik te maken van darmademhaling waarmee zuurstof uit de lucht gebruikt kan worden (van Beek, 2003).

pH: Hoewel volgens Sterba (1958) en Gaumert (1981) de voorkeur van grote modderkruiper zeker niet uitgaat naar zure milieus, wordt deze vis binnen het pH-traject van 4.5-7.5 aangetroffen (Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, 1988).

**Doorzicht:** Daar grote modderkruiper niet of nauwelijks met behulp van het gezichtsvermogen, maar met de tast- en smaakzintuigen van de baarddraden naar voedsel zoekt, zal de helderheid van het water weinig invloed op het foerageersucces hebben. Ook de voorkeur van grote modderkruiper voor eutroof water (Gaumert, 1986; Sterba, 1958) doet vermoeden dat het doorzicht niet groot moet zijn.

**Stroomsnelheid:** Grote modderkruiper komt vooral voor in stilstaand en langzaam stromend water (Gaumert, 1986; Sterba, 1958). Dit watertype valt in de "brasemzone", met stroomsnelheden van 0 tot 10 cm/s. Water met een grotere stroomsnelheid is minder geschikt (van Beek, 2003).

**Waterdiepte:** Grote modderkruiper komt voornamelijk in ondiep water voor.

**Bodemsubstraat:** Grote modderkruiper heeft een uitgesproken voorkeur voor dikke, zachte modderbodems waarin hij zich goed kan ingraven (minimaal 10 cm).

**Vegetatiedichtheid:** Voorkeur voor plantenrijk water.

Tabel 3: Milieukwaliteit van wateren met grote modderkruiper (naar van Beek, 2003). Zoals de auteur zelf aanstipt, gaat het om een eerste verkennende studie en zijn de waarden afgeleid uit een vrij beperkt aantal waarnemingen.

Parameter	Eenheid	Minimum	Maximum	Opmerking
Watertemperatuur	°C	0.0	26	Voor voortplanting minimaal 13-14°C
pH		4.0	8.4	
EGV	µS/cm	320	850	
Ca	mg/L	9.2	90.6	
Fe	mg/L	0.0	0.4	
Si	mg/L	1.5	7.74	
Cl <sup>-</sup>	mg/L	2.2	34.3	Geen brak water; < 300 mg/L?
O <sub>2</sub> -concentratie	mg/L	4.6	13.1	Jonge stadia hebben meeste O <sub>2</sub> nodig
O <sub>2</sub> -verzadiging	%	10.0	122	
BZV <sub>5</sub>	mg/L	1.44	4.3	
NH <sub>4</sub> -N	mg/L	0.0	0.1	
NO <sub>3</sub> -N	mg/L	0.0	2.8	
NO <sub>2</sub> -N	mg/L	0.0	0.03	
Totaal PO <sub>4</sub> -P	mg/L	0.07	0.4	
Ortho PO <sub>4</sub> -P	mg/L	0.02	0.09	
Micro's (zoals bestrijdingsmiddelen)		?	?	Geen waarden bekend
Doorzicht	cm	?	?	Submerse vegetatie moet wel kunnen ontwikkelen
Stroomsnelheid	cm/s	0	?	Vrijwel alleen in stilstaand water (optimum 0-10 cm/s)
Waterdiepte	cm	0	?	Snelle opwarming van ondiep water vergroot broedsucces (optimum 0-50 cm)
Sediment		10 cm slib	n.v.t.	Vissen moeten in de bodem kunnen schuilen (optimum 75 cm slib?)
Bedekking oevervegetatie	%	?	100	Wordt vooral in water met veel vegetatie aangetroffen

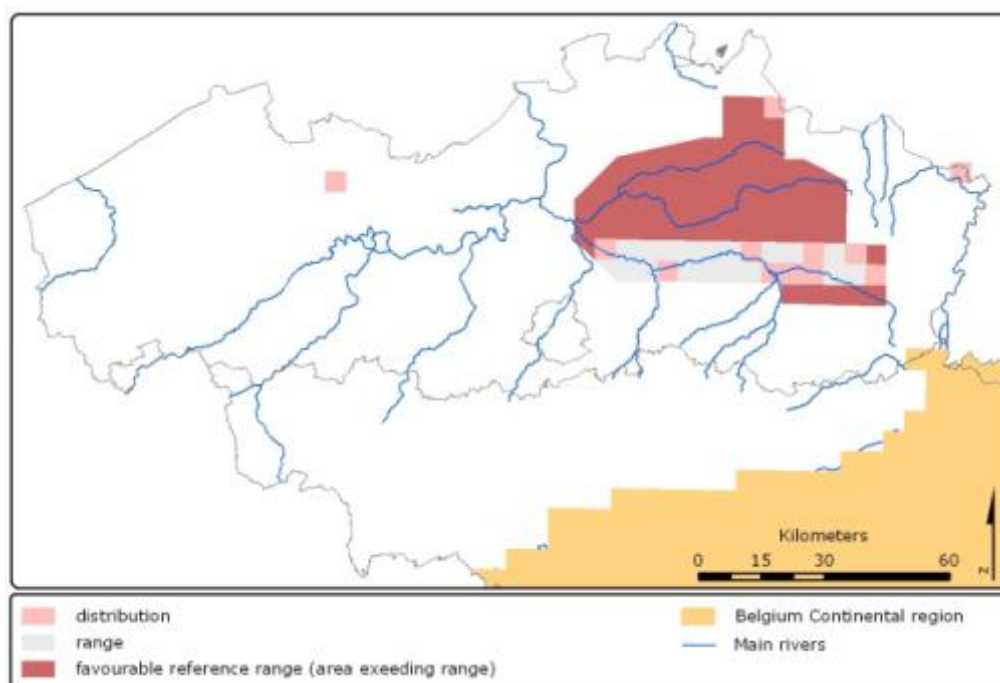
#### 4.5.4 Areaal (verspreiding)

Het verspreidingsgebied van grote modderkruiper strekt zich uit van Noord-West-Frankrijk tot het stroomgebied van de Wolga. In de UK, Ierland, Denemarken en Scandinavië en ten zuiden van de Alpen komt deze soort niet voor (Lelek, 1980). Figuur 14 geeft een overzicht van de verspreiding van *Misgurnus fossilis* in de Belgisch Atlantische regio.

Grote modderkruiper werd bij recente inventarisaties van beken en rivieren in Vlaanderen slechts zeer zelden aangetroffen en steeds in geringe aantallen. In de voorbije jaren werd de vissoort nog waargenomen in sloten uit de alluviale vlakte van de Demer en in de Lieve in Waarschoot.

Van de 150 poldergrachten en 60 stilstaande wateren die de laatste jaren bemonsterd werden, werd enkel in het Schulensmeer grote modderkruiper gevangen. Ook zijn er meldingen bekend in vijvers van het domein van Bokrijk, de visvijvers in Zonhoven en de vijvers van Terlamen (Zolder).

Sporadische vangsten zijn bekend uit de jaren 1980 in een aantal kleinere beken in het Dijle- en Demerbekken (Platte Beek en Laakbeek), het Netebekken (Kleine beek, Witte Nete, Des-selse Nete, Wamp) en het Maasbekken (Grote Renne). De enige populatie waarvan met zekerheid geweten is dat ze momenteel vrij omvangrijk is, bevolkt het sloten- en broeksysteem in het natuureservaat Het Goorcken in Arendonk (Adriaens et al., 2008).



Figuur 14: Verspreiding van *Misgurnus fossilis* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008f).

#### 4.5.5 Bemonstering

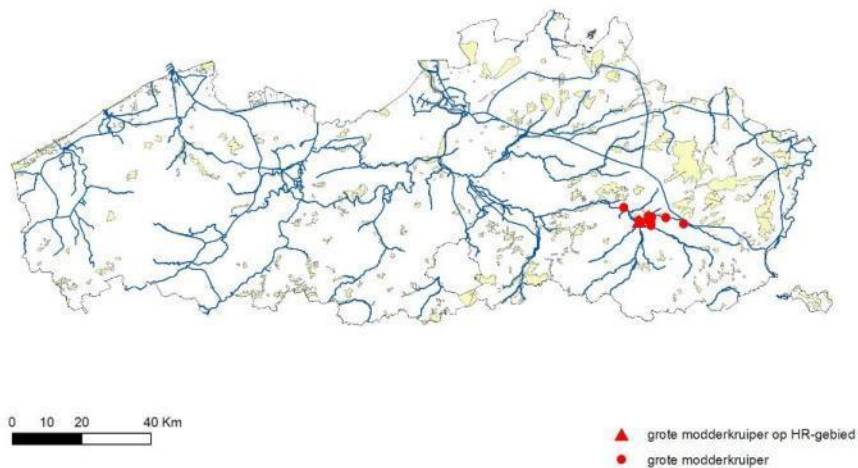
Bemonstering van grote modderkruiper is mogelijk met **elektrovisserij**. Door zijn verborgen (in het substraat) en nachtelijke levenswijze zijn extra vangstinspanningen wenselijk. Bevis-sing gebeurt algemeen in de late zomer (augustus-september) (Adriaens et al., 2008).

#### 4.5.6 Beschikbare gegevens

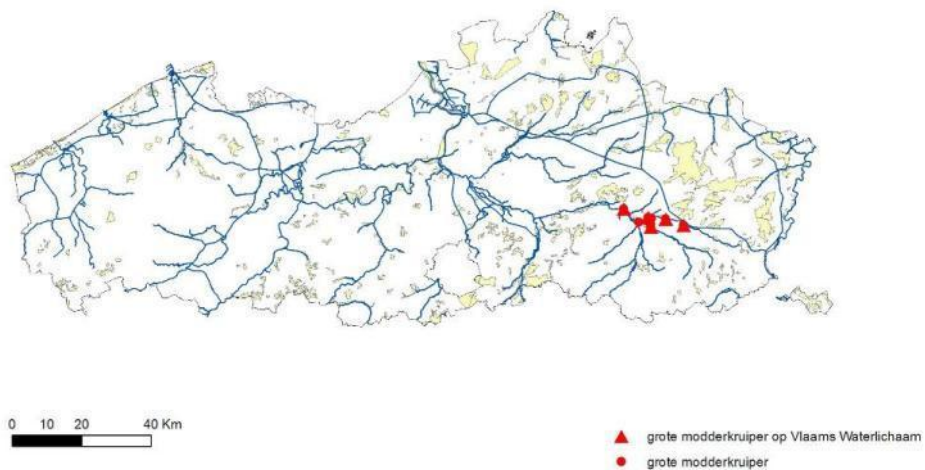
Gerichte inventarisaties werden tot nu toe zelden uitgevoerd, behalve Van Liefferinge & Meire (2003). Het aantal locaties waar de soort voorkomt, kan (veel) groter zijn dan de verspreidingskaart doet vermoeden (van Beek, 2003). Een aangepaste bemonstering met amfibiefuiken in verlandende sloten en beken zou ons een beter beeld van de verspreiding moeten opleveren. In Nederland zijn er extra verspreidingsgegevens gevonden als bijvangst in de fuiken van de rattenvangers.

In het huidige zoetwatervismetnet wordt grote modderkruiper aangetroffen op zeven vangstplaatsen waarvan er twee in hetzelfde HR gebied liggen (Figuur 15). En vijf locaties op vijf verschillende Vlaamse waterlichamen liggen (Figuur 16). De soort komt niet voor in eerste orde waterlichamen.

Voor grote modderkruiper heeft het wellicht weinig zin om ze op te volgen in een programmacontext, maar wel om ze lokaal, waar ze nog voorkomen, te beschermen door middel van beheermaatregelen en de effectiviteit ervan op te volgen (monitoring in een projectcontext).



Figuur 15: Vindplaatsen grote modderkruiper op HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).



Figuur 16: Vindplaatsen grote modderkruiper op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).

## 4.6 Kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*)

### 4.6.1 Voornaamste literatuurbronnen

Voor kleine modderkruiper baseerden we ons voornamelijk op Seeuws et al. (1999b).

### 4.6.2 Ecologische kenmerken

Kleine modderkruiper is een typische bodembewoner van beken en rivieren (cf. habitattypen 3260), maar ook van sloten en vijvers met een zandbodem en een goede waterkwaliteit (cf. habitattypen 3150 en 3140). De soort is aangepast aan een leven op en in de bodem (Janssen et al., 2008).

Kleine modderkruiper is vooral actief bij schemering en 's nachts en voedt zich door substraat op te zuigen en er de plantaardige en dierlijke voedseldeeltjes uit te zeven. Overdag zit de soort ingegraven in het substraat.

In de zomer wanneer de stroming verminderd is, kan kleine modderkruiper eveneens het dan beschikbaar geworden substraat bewonen, dat fijner van samenstelling is. De microdistributie van de kleine modderkruiper verandert dus met de seizoenen, vermits de afzetting en de erosie van de substraten verandert met het stromingspatroon. Dit heeft tot gevolg dat de populaties in de winter, met grotere debieten en dus ook grotere stroomsnelheden, ruimtelijk meer van elkaar gescheiden zijn, en dat deze zich in de lente en de zomer uitbreiden en nieuw afgezette substraten koloniseren (Seeuws et al., 1999b).

Van kleine modderkruiper zijn slechts zeer kleine migratieafstanden bekend. Niettemin is versnippering van de habitat waar de soort aanwezig is nefast voor een goede staat van instandhouding (Adriaens et al., 2008).

### 4.6.3 Habitatvereisten en bedreigingen

De voornaamste habitatvereisten van kleine modderkruiper zijn ondiepe, heldere, onvervuilde, zuurstofrijke, stilstaande en langzaam stromende wateren. Kleine modderkruipers komen niet alleen in waterlopen voor, maar veel van de vindplaatsen zouden bestaan uit stilstaande wateren. Het substraat mag bestaan uit dikke modderpakketten, maar in de buurt moet er een zandig substraat aanwezig zijn dat dienst kan doen als paaiplaats (Seeuws et al., 1999b).

De soort kan, evenals grote modderkruiper, door gebruik te maken van darmademhaling, overleven in zuurstofarme milieus (Janssen et al., 2008). Hieronder worden nog enkele andere kenmerken kort besproken (Seeuws et al., 1999b):

Stroomsnelheid: Gemiddelde stroomsnelheid 0.15-0.29 m/s.

Substraat: Zandig substraat, slib en grof grint worden vermeden. Statistisch kan aangetoond worden dat er een voorkeur is voor het fijnere substraat met een korrelgrootte van 0.15-0.34 mm en niet voor grovere grootteklassen (1.16-1.66 mm en 3-4 mm).

Watertemperatuur: De jonge dieren vindt men vooral terug op ondiepe en relatief warme plaatsen. De voorkeurs temperatuur bedraagt 14-15°C (Sterba, 1958).

pH: Deze soort plant zich succesvol voort vanaf een pH van 6.75. Kleine modderkruiper komt niet voor in waterlopen als de zuurgraad van het water een pH heeft van minder dan 6.25.

Blijkbaar is er ook genetische vervuiling in de Vlaamse populaties (De Gelas et al., 2008).

### 4.6.4 Areaal (verspreiding)

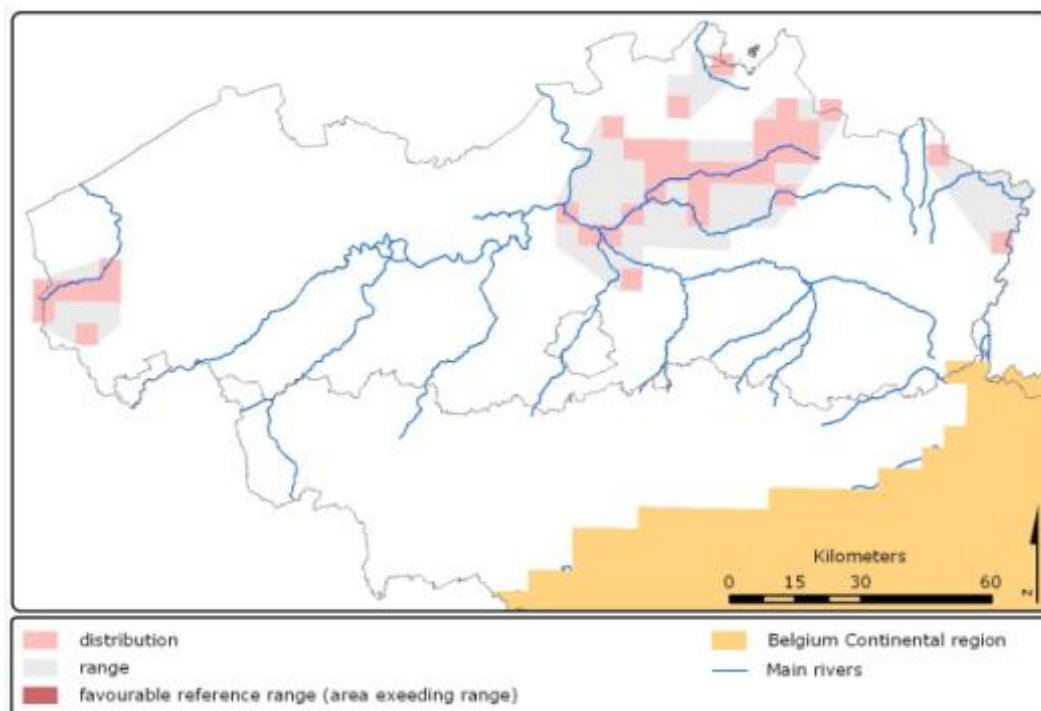
Kleine modderkruiper heeft een groot Eurazisch areaal dat zich uitstrekt van Zuid-Europa en Zuid-Scandinavië oostelijk tot in Siberië (Janssen et al., 2008). Figuur 17 geeft een overzicht van de verspreiding van *Cobitis taenia* in de Belgisch Atlantische regio.

In heel wat beken in het bekken van de Kleine Nete wordt kleine modderkruiper nog regelmatig gevangen. In het bekken van de Grote Nete wordt de soort sporadisch aangetroffen in de Grote Nete zelf en de Molse Nete. De laatste jaren zijn er meer en meer vangsten in het IJzerbekken, op de IJzer zelf maar ook in enkele van de zijbeken en in polderwaterlopen. Uit de stromende wateren van het stroomgebied van de Maas is de soort zo goed als verdwenen, met uitzondering van het Merkske en de Hammonterbeek. Sporadische vondsten zijn bekend van enkele beken in het Beneden-Zeescheldebekken. Er zijn ook recente meldingen uit de Grensmaas.

Verder wordt de soort in Vlaanderen geregeld opgemerkt in vijvers en poldersloten, al betreft het meestal slechts enkele exemplaren, o.a. in oude turfputten in het Blaasveldbroek, enkele



wateren in de vallei van de Boven-Zeeschelde, in het Turnhouts vennengebied, de Kiel-drechtse kreek, een ondiepe vijver nabij het Schulensmeer, het Fort van Oelegem, het Fort van Walem, de zandwinningsput "De Melle" in de Antwerpse Kempen, Hazewinkel, het Groene Wiel en de Oude Maas in Stokkem. Grotere aantallen zijn aangetroffen in de vijvers van Hofstade.



Figuur 17: Verspreiding van *Cobitis taenia* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008g).

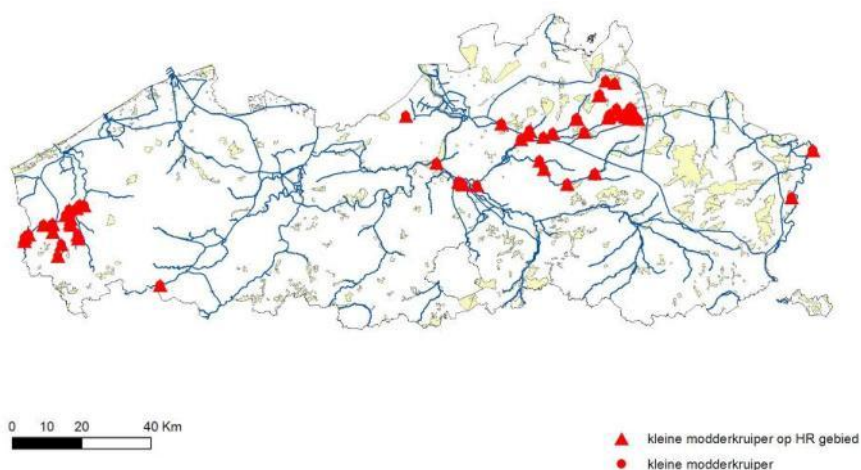
#### 4.6.5 Bemonstering

Bemonstering van de kleine modderkruiper is mogelijk met **elektrovisserij**, maar niet met amfibiefuiken. Net zoals grote modderkruiper is deze vissoort niet eenvoudig te vangen door zijn nachtelijke levenswijze en zijn verblijf in het substraat. Ook gebeurt de bevissing best in de late zomer (augustus-september) (Adriaens et al., 2008).

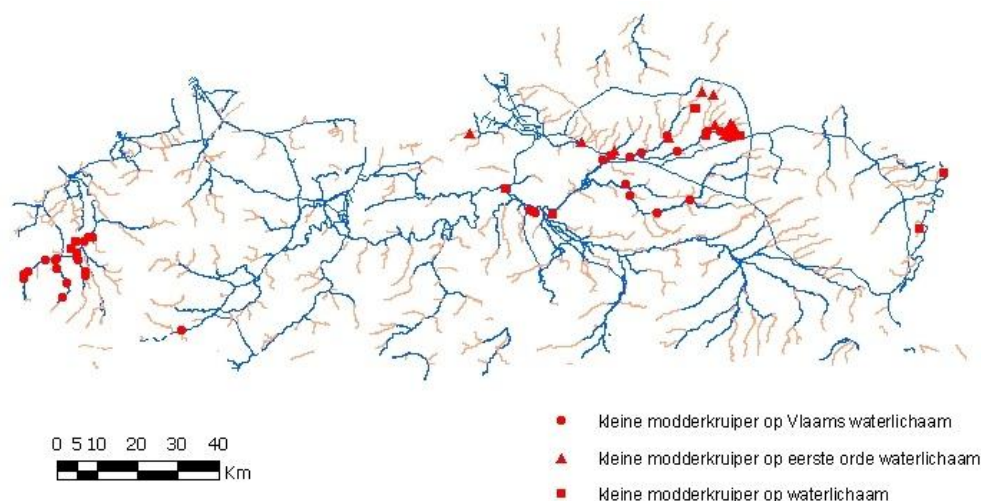
#### 4.6.6 Beschikbare gegevens

In het huidige zoetwatervismeeetnet wordt kleine modderkruiper aangetroffen op 70 vangstplaatsen waarvan er 25 in HR gebieden liggen, verspreid over zeven verschillende HR gebieden (Figuur 18). En 35 locaties op Vlaamse waterlichamen liggen, verdeeld over 16 VWL (Figuur 19); 22 locaties liggen op eerste orde waterlichamen, verspreid over 10 verschillende EWL.

Voorts beschikt het team Aquatisch Beheer (INBO) nog over recente CPUE gegevens uit de Scherpenbergloop.



Figuur 18: Vindplaatsen kleine modderkruiper op HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).



Figuur 19: Vindplaatsen kleine modderkruiper op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).

## 4.7 Barbeel (*Barbus barbus*)

### 4.7.1 Voornaamste literatuurbronnen

Ook voor barbeel beschikten we over een kennisdocument (Wijmans, 2007) waaruit we veel informatie konden halen. Daarnaast leverde het rapport van Ebel (2003) ons veel relevante informatie over de biologie van barbeel.

### 4.7.2 Ecologische kenmerken

Barbeel is een typische riviervis die wordt aangetroffen in de middenloop van de rivier, in zuurstofrijk, matig tot snelstromend water met een schone bodem van zand, grind en keien. Volwassen barbelen houden zich vaak op in de diepere, langzaam stromende delen. Foerage-

ren gebeurt vooral op de ondiepe, snelstromende grindbanken. Het water is zuurstofrijk en heeft een temperatuur van 15-22°C in de zomer.

Barbeel is een soort die onder de karperachtigen het meest trekt in de rivieren. Een trekken-de barbeel kan zelfs in 37 dagen een afstand van 300 km afleggen in stroomopwaartse richting. In het voorjaar zoeken de vissen de hoger gelegen gedeelten in de rivier op die zij in het najaar door de grotere waterafvoer hebben moeten verlaten. In het najaar is er juist een tendens om rustiger en dieper water op te zoeken om te overwinteren. Deze migraties vinden plaats binnen de barbeelzone van de rivier. In mei en juni trekt een deel van de barbeelpopulatie de rivier op om te paaien op vlakke kiezelbeddingen met een flinke stroming.

De gehele levenscyclus speelt zich af in het zoetwater (potamodrome vis). Barbelen gebruiken vaak dezelfde habitat om te paaien in het voorjaar en te foerageren in de zomer. In het algemeen prefereren barbelen het midden van de stroom. De grotere exemplaren komen in de diepere stroomdelen voor, de kleinere zijn meer te vinden in de ondiepere, snelstromende gedeelten (Wijmans, 2007).

Volgens Philippart (1987), De Nie (1997) en de OVB (1988) kan barbeel 25 jaar oud worden en wordt hij maximaal 70 tot 100 cm lang. In onderstaande Tabel 4 worden van verschillende rivieren in diverse landen bestandsdichtheden gegeven Tabel 4.

Tabel 4: Biomassagegevens van barbeel in diverse Europese rivieren (Ebel, 2003).

Water	Periode	Barbeelbestand			Auteur
		Aantal vissen per hectare	kg/ha	Totaal gewicht-aandeel	
Severn	1971-1972	1020	-	-	(Hunt & Jones, 1974)
Ourthe	1971-1975	1400	195	65	(Philippart & Baras, 1989)
Jihlava	1971-1976	872,5	203,8	47,9	31,6
	1977-1984	363,7	105,2	53,5	37,0
Ourthe	1985-1988	58,1	14,9	10,5	6,0
	1989	91	29,6	-	-
Jihlava	1990	100	27,5	-	(Baras, 1992)
	1972	852	135,8	29,3	15,1
Rokytna	1992	305	48,3	16,9	8,9
	1968	658	54,6	10,8	5,0
Svratka	1992	326	41,2	14,4	3,7
	1969-1970	637	191,1	44,8	24,4
Oslava	1989-1990	97	36,1	23,7	8,2
	1968-1973	664	135,6	24,8	9,0
Svitava	1992	265	44,9	10,6	3,9
	1969	564	63,3	14,3	8,1
	1992	63	8,2	3,1	1,8

### 4.7.3 Habitatvereisten en bedreigingen

In het *Kennisdocument barbeel* (Wijmans, 2007) wordt een bondig overzicht gegeven van de voornaamste habitat- en milieueisen van barbeel.

**Waterntemperatuur:** De temperatuur van het water in de barbeelzone varieert in de zomer van 15-22°C (Philippart & Vranken, 1983). De maximale watertemperatuur in de zomer ligt hoger dan 20°C. In Tabel 5 zijn de watertemperaturen gegeven van verschillende Europese rivieren waarin barbeel veelvuldig voorkomt.

**Zuurstofgehalte:** Barbeel is gevoelig voor zuurstofgebrek (Tabel 5).

**pH:** Volgens Philippart (1987) en Ebel (2003) ligt de optimale pH-waarde voor barbeel tussen 7.4 en 8.0. Barbeel is tolerant voor pH-waarden tussen 6.1 en 8.2.

**Doorzicht:** Er is weinig bekend over de voorkeur van barbeel voor veel of weinig doorzicht. De lengte van de lichtperiode per dag is van invloed op het paai gedrag van barbeel.

**Saliniteit:** Barbeel is een zoetwater vis, en komt niet voor in zout of brak water.

**Stroomsnelheid:** In de barbeelzone van de rivier is de stroomsnelheid gemiddeld 10-25 cm/s.

**Waterdiepte:** De verblijfplaatsen van grotere en kleinere adulte barbelen zijn verschillend van diepte. De grotere barbelen (> 40 cm) houden zich bij voorkeur op in de diepere gedeelten (1-1.5 m bij laagste waterstand) waar

minder stroming staat. De kleinere barbelen (15-35 cm) concentreren zich voornamelijk in de ondiepere gedeelten van 30-70 cm diepte met een snelle stroming.

**Bodemsubstraat:** Barbeel is typisch voor rivieren met een schone bodem van zand en kiezelstenen. De vissoort wordt zelden gevonden in lagere rivierlopen met modderige bodems en in gebieden waar veel slibafzetting plaatsvindt (Lelek, 1980).

**Waterkwaliteit:** Volgens Lelek (1980) is barbeel bestand tegen matige vervuiling. Hij zou echter gevoelig zijn voor detergents. Waterverontreiniging is een van de redenen voor de achteruitgang van de barbeelstand in het stroomgebied van de Maas.

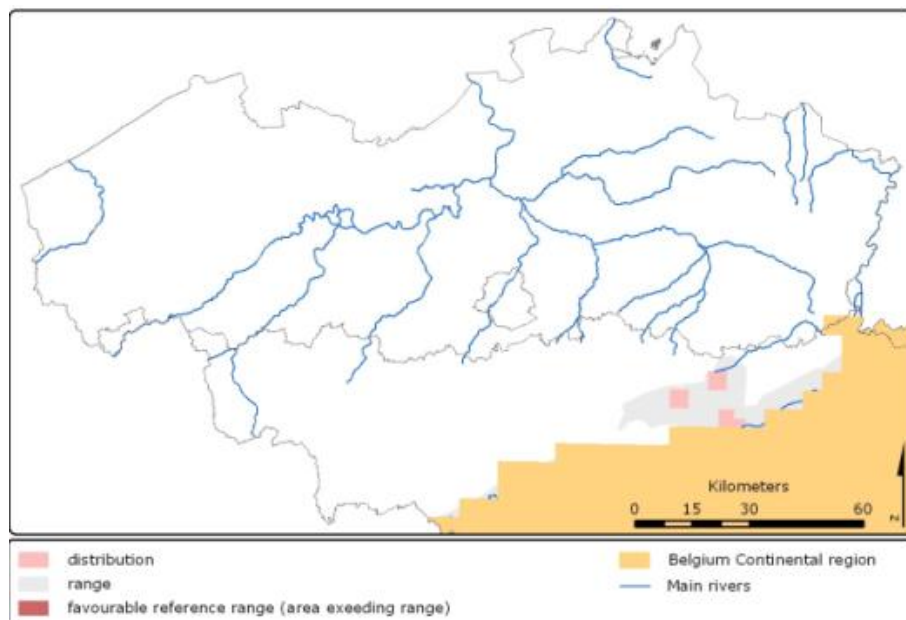
Tabel 5: Diepte, stroomsnelheid, watertemperatuur, zuurstofgehalte en biologisch zuurstofverbruik (BOD of BZV) van enkele barbeelrivieren in Europa. De waarden hebben betrekking op het gehele jaar tenzij anders vermeld wordt (Wijmans, 2007).

	Diepte (m)	Stroomsnelheid (cm/s)	Watertemperatuur (°C)	Zuurstofgehalte (mg/L)
Pilica	1.2-2.3	Gem. 70 (hoofdstroom)	2-22	3.7-8.4 (BOD 2.2-14.2)
Ourthe	0-3		1-23	10-12 (BOD 0.8-4.3)
Nidda (zomer)	0-1.5 (gem. 0.8)	10-100	?-23	7-9.5
Boven-Rhône	0.5-3 (gem. 0.8)		Max. > 25	
Ems	0.2-3	15-100	2-20	6-12
Severn		- 1.2	4-20	(BOD 0.3-7)

#### 4.7.4 Aeraal (verspreiding)

Het verspreidingsgebied van barbeel omvat West-, Centraal-, en delen van Oost-Europa. In delen van Engeland is barbeel uitgezet. In Nederland wordt barbeel vooral aangetroffen in de grote rivieren en de beken en riviertjes van Limburg (Wijmans, 2007). Figuur 20 geeft een overzicht van de verspreiding van *Barbus barbuis* in de Belgisch Atlantische regio.

In België komt barbeel voor in de Maas en enkele zijrivieren hiervan zoals de Ourthe, Semois, Lesse, Sambre en Amblève. Door uitzettingen wordt getracht de barbeelstand in een aantal zijrivieren van de Belgische Maas te herstellen (Philippart, 1987).



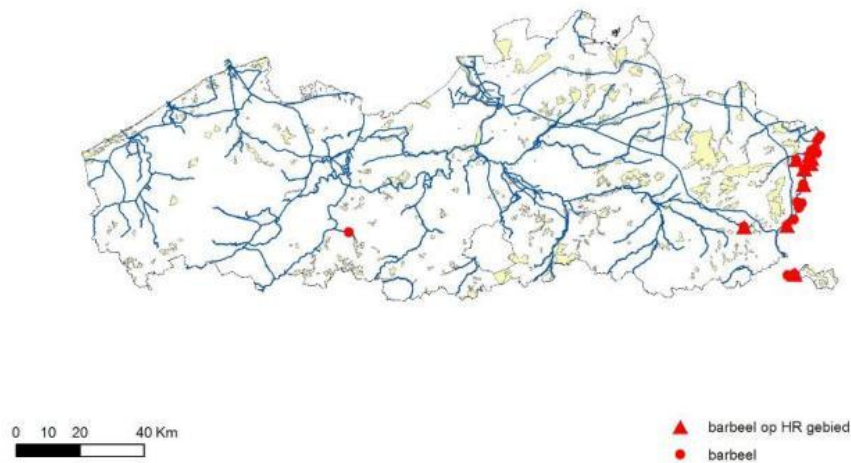
Figuur 20: Verspreiding van *Barbus barbuis* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008i).

#### 4.7.5 Bemonstering

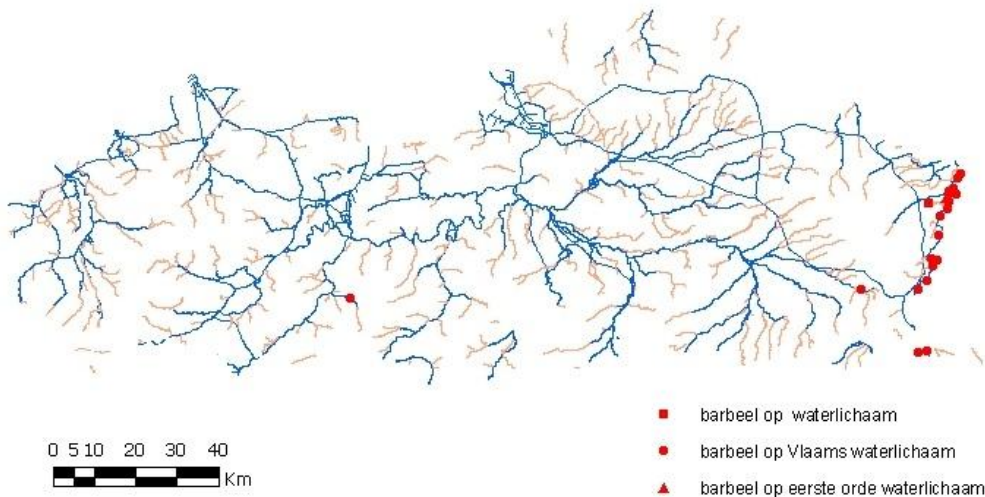
Bemonstering van barbeel is goed haalbaar met **elektrovisserij** (Goffaux et al., 2005), maar de soort is wel zeldzaam.

#### 4.7.6 Beschikbare gegevens

In het huidige zoetwatervismetnet wordt barbeel aangetroffen op 21 vangstplaatsen waarvan er negen in HR gebieden liggen, verspreid over twee verschillende HR gebieden (Figuur 21). En 19 locaties op Vlaamse waterlichamen liggen, verdeeld over zeven waterlichamen (Figuur 22). Eén locatie ligt op een eerste orde waterlichaam.



Figuur 21: Vindplaatsen barbeel op HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).



Figuur 22: Vindplaatsen barbeel op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).

## 4.8 Rivierprik (*Lampetra fluviatilis*)

### 4.8.1 Voornaamste literatuurbronnen

Voor de situatie in Vlaanderen hebben we ons grotendeels gebaseerd op het werk van Adriaens et al. (2008) en Stevens et al. (2011; 2009). Harvey & Cowx (2003) gaan meer specifiek in op monitoring van rivier-, beek- en zeeprik. Meer achtergrond over de ecologie van de prikkensoorten geven het rapport *Ecology of the River, Brook and Sea lamprey* (Maitland, 2003) en het werk van Igoe et al. (2004). Vis & Water (2006) schetst een soortenprofiel.

### 4.8.2 Ecologische kenmerken

Rivierprik is een anadrome vissoort waarvan de levenscyclus gesloten is in het Schelde-estuarium, hoewel er tot op heden echter geen informatie beschikbaar is over de paai- en opgroeihabitaten van deze soort. Hij brengt een groot deel van zijn leven door als ammocoet of larve (gemiddeld vier jaar) op slibrijke plekken in de bodem van rivieren en beken. De larven van rivierprik verlaten het sediment na 4.5 tot 9 jaar, waarna ze geleidelijk stroomafwaarts naar zee migreren. Volwassen rivierprikken verblijven minstens anderhalf jaar in het mariene milieu alvorens ze terugkeren naar het zoetwater om zich voort te planten (Stevens et al., 2011). Nadat de voortplanting heeft plaatsgevonden sterft rivierprik.

### 4.8.3 Habitatvereisten en bedreigingen

Larven hebben habitaten nodig met een stenige bodem, kalm water in slibrijk of zandig substraat dat rijk is aan organisch materiaal (Stevens et al., 2011). De belangrijkste habitatvereisten voor adulten zijn de afwezigheid van migratieknelpunten en de aanwezigheid van beschuttingsmogelijkheden en een goede waterkwaliteit.

**Migratieknelpunten:** Rivierprik is een migrator. Migratieknelpunten hebben bijgevolg een grote impact. Hierbij zijn niet alleen direct fysieke barrières van belang, maar ook lange trajecten met een onvoldoende hoge habitatkwaliteit kunnen de connectiviteit verstoren. Constructies zoals dammen en stuwen kunnen obstakels vormen voor een succesvolle stroomopwaartse migratie van prikken. Sommige typen van vispassages blijken niet geschikt voor prikken (Igoe et al., 2004).

**Stroomsnelheid:** Trajecten met een grote stroomsnelheid (> 2 m/s) moeten vermeden worden langs migratieroutes.

**Waterdiepte:** Ondiep water door een te beperkte waterafvoer, al dan niet als gevolg van menselijk ingrijpen, kan de stroomopwaartse migratie bemoeilijken. Ook verschillen in watertemperatuur en samenstelling van het bodemmateriaal kunnen barrières zijn, net als verontreiniging en felle straatverlichting (Haro & Kynard, 1997; Igoe et al., 2004; Maitland, 2003; Tuunainen et al., 1980).

**Habitat:** De larven hebben een slibrijk substraat nodig. Alle menselijke ingrepen die het substraat verstoren (kanalisering, verwijderen van riffels en grindsubstraat, drainage en onttrekken van water, verwijderen van plantengroei bij maaibeheer) kunnen bijgevolg een negatieve impact hebben. Kanalisering van waterlopen kan schadelijk zijn voor prikken, voornamelijk wegens vernietiging van hun habitat. Een te grote waterafvoer ter hoogte van de paailocaties kan ervoor zorgen dat eieren en larven weggespoeld worden. Kanaliseren van delen van een waterloop in combinatie met snelle fluctuaties van het waterpeil kan erosie veroorzaken, zodat de aanwezige habitat ongeschikt wordt voor prikken. Het verwijderen van "riffles" en de hiermee samengaande paailocaties kunnen prikken volledig doen verdwijnen.

**Substraat:** Het verwijderen van grindsubstraat dat gebruikt wordt als paaiplaats is nadelig. Geschikt paaihabitat kan vernietigd worden door sedimentatie van slib en te lage stroomsnelheden. Verbreden of uitdiepen van de rivier kan een nadelige hydrologische toestand opleveren voor prikken. Door het verwijderen van stenen en ander bodemmateriaal wordt beschutting weggenomen voor zowel optrekkende adulten als voor juveniele prikken.

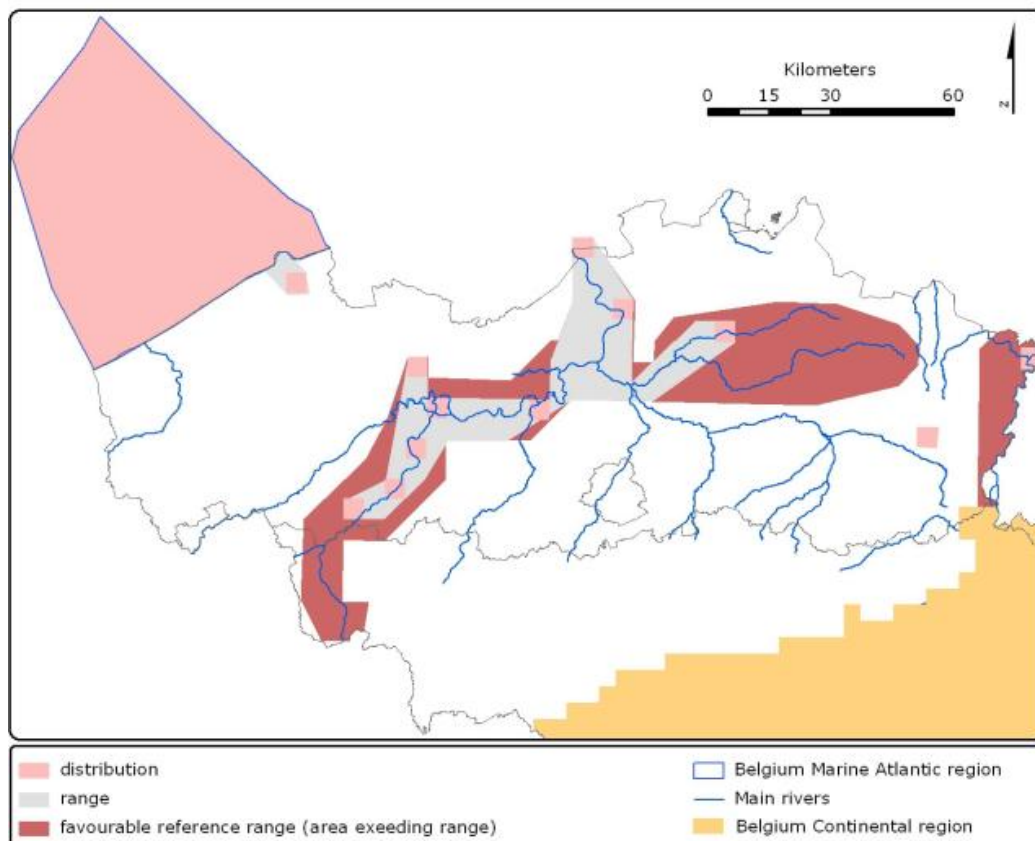
**Waterplanten:** Aangezien zowel larven van zeeprik als rivierprik een voorkeur hebben voor habitaten met enige waterplantenbedekking, lijkt het volledig plantenvrij maken van waterlopen niet aangewezen. Het gebruik van een maaiboot op rupsbanden bij kruidruiming kan ook directe slachtoffers maken. Bovendien kunnen geschikte habitaten verdwijnen doordat kleinschalige variatie vereffend wordt door het maaibeheer (Applegate, 1950; Igoe et al., 2004; Maitland, 2003; Morman et al., 1980; Ojutkangas et al., 1995; Winter & Griffioen, 2007).

**Waterkwaliteit:** Rivierprik heeft een goede waterkwaliteit nodig. In het bijzonder is een hoog zuurstofgehalte nodig bij het uit sluipen van de eieren. Verontreiniging en hoge temperaturen, die vaak gepaard gaan met lage zuurstofconcentraties vormen dodelijke factoren. Tijdens de trek kan rivierprik alleen beperkte stroken met een ongunstige waterkwaliteit overbruggen.

**Visserij:** In België en Nederland waren zeeprík en rivierprík wellicht nooit geliefd als voedsel. Rivierprík werd in het begin van vorige eeuw hoofdzakelijk als aas gebruikt (Van Damme & De Pauw, 1995). Zeeprík en rivierprík worden in verschillende Europese landen bevestigd voor consumptie.

#### 4.8.4 Areaal (verspreiding)

Rivierprík komt voor in de kustwateren en aangrenzende rivieren van West-Europa, van de Oostzee en Zuid-Noorwegen tot het westelijke bekken van de Middellandse Zee. Nederland ligt in het centrum van het verspreidingsgebied. Volwassen exemplaren worden gevonden in mondingen van rivieren en in kustwateren en larven (en volwassenen) in de midden- en bovenloop van grotere rivieren en hun zijstroompjes, alsook de grotere beken. Figuur 23 geeft een overzicht van de verspreiding van *Lampetra fluviatilis* in de Belgisch Atlantische regio.



Figuur 23: Verspreiding van *Lampetra fluviatilis* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008b).

#### 4.8.5 Bemonstering

Voor de monitoring van adulte rivierprikken, is de bemonsteringsperiode zeer belangrijk. De vangsten van adulten moeten gebeuren tijdens de hoofdperiode van de trek. Deze start verschillende maanden voor het tijdstip van paaien en varieert met de breedtegraad, watertemperatuur ( $\geq 10^{\circ}\text{C}$ ) en waterafvoer. Om iets te kunnen zeggen over de grootte van de paai-populatie van rivierprík in de Schelde kan je op drie manieren te werk gaan.

**Ankerkuilbemonstering** is heel duur, maar de methode laat toe migratoren te bemonsteren in de hoofdgeul want ze worden zelden in fuiken op de slikken gevangen. Om de migratiepiek niet te missen, is in de migratieperiode een wekelijkse afvissing nodig wat de kosten sterk kan opdrijven. Een tweede methode is de optrekkende rivierprikken te bemonsteren via een **permanente vangstconstructie** op de koppen van het estuarium (Merelbeke, Grob-

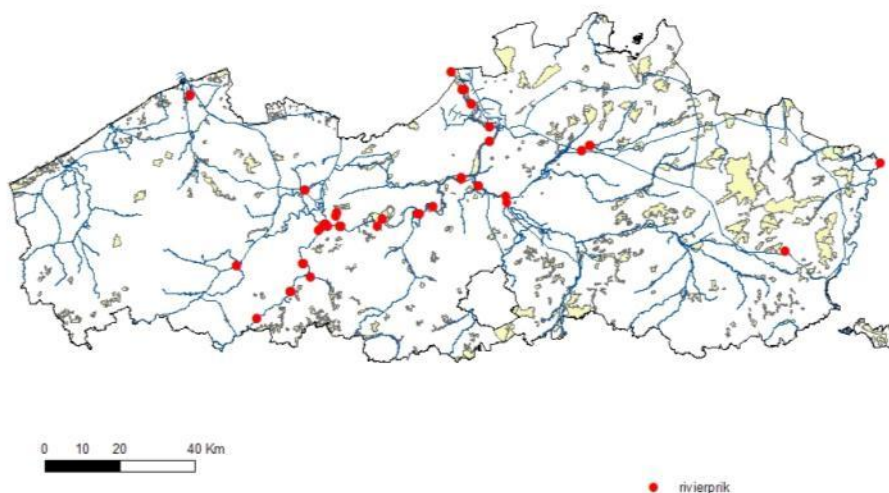
bendonk, Rotselaar,...). Een derde mogelijkheid is de goedkoopste en de gemakkelijkste: bemonstering aan de **kerncentrale van Doel**. De kerncentrale van Doel levert zowel data over jonge prikken die zeewaarts migreren als over adulten die stroomopwaarts migreren. Doel kan gebruikt worden als trendwatcher voor een langere periode. De gegevens zijn echter niet bruikbaar om de optrek te kwantificeren (Maes & Ollevier, 2005).

Rivierprikclarven en beekprikclarven zijn niet of moeilijk van elkaar te onderscheiden. Tot nog toe werden in Vlaanderen nog geen rivierprikclarven waargenomen. Een mogelijke reden is dat ze niet als dusdanig herkend worden. De bemonstering van prikclarven kan met een pomp in doorwaadbare trajecten. Voor niet-doorwaadbaar potentieel habitat kunnen sedimentstalen genomen worden. Omdat deze technieken niet eenvoudig, arbeidsintensief en duur zijn, is het niet haalbaar de larven op te volgen.

#### 4.8.6 Beschikbare gegevens

In een projectcontext is rivierprik op 26 vangstplaatsen gemeld waarvan er 12 in HR gebieden liggen, verspreid over drie verschillende HR gebieden (Figuur 24). En er 24 locaties op Vlaamse waterlichamen liggen, verdeeld over twaalf waterlichamen (Figuur 24).

Daarnaast beschikt het team Aquatisch Beheer (INBO) nog over een set van vangstplaatsen (Buysse et al., 2008; 2003; 2002; 2001; 2004; 2011; Stevens et al., 2009).



Figuur 24: Vindplaatsen rivierprik in Vlaanderen (Gerlinde Van Thuyne, december 2012).

### 4.9 Fint (*Alosa fallax*)

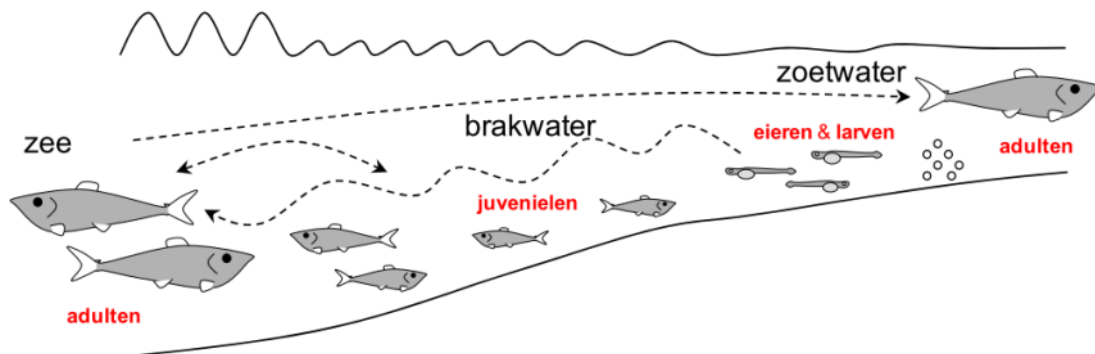
#### 4.9.1 Voornaamste literatuurbronnen

Voor fint hebben we verschillende literatuurbronnen geraadpleegd. De belangrijkste zijn het *Kennisdocument fint, Alosa fallax (Lacépède, 1803)* van de Laak (2009) en het document van Stevens et al. (2011) over het onderzoek naar migratoren in het Schelde-estuarium. Verder leverden ook Maitland & Hatton-Ellis (2003) en Hillman et al. (2003) interessante informatie op.



#### 4.9.2 Ecologische kenmerken

Finten zijn anadrome vissen, dat wil zeggen dat zij zich in zoetwater voortplanten en een deel van hun leven in zoutwater doorbrengen. De paaiplaatsen liggen stroomopwaarts op de hoofdstroom van de rivier. Finten trekken niet ver de rivier op, soms wordt al in het estuarium gepaaid. In vele rivieren trekken ze op tot de plaats waar de getijdewerking niet meer merkbaar is. Figuur 25 schetst de levenscyclus van fint. In de matig stromende binnenbochten wordt gepaaid. De eieren komen betrekkelijk snel uit en de larven verplaatsen zich stroomafwaarts. In het najaar arriveren zij in het estuarium. Daarna trekken de vissen bij een lengte van 10 tot 12 centimeter naar zee. Na twee jaar keren sommige vissen terug om af te paaien. De finten hebben dan een lengte bereikt van circa 30-40 cm. Finten kunnen meerdere malen paaien tot een leeftijd van 7 à 8 jaar (de Laak, 2009).



Figuur 25: Levenscyclus van fint (*A. fallax*). De voortplanting gebeurt in zoetwater, maar kan zowel in de getijdenzone als in de rivier plaatsvinden. De juveniele finten drijven geleidelijk af naar het estuarium waar ze opgroeien en in het najaar migreren ze naar zee. Volwassen finten leven in zee (Stevens et al., 2011).

#### 4.9.3 Habitatvereisten en bedreigingen

Over de habitateisen van fint in zoetwater is weinig bekend. Over de habitat in zee is nog minder bekend. De Laak (2009) geeft in het *Kennisdocument fint* een beknopt overzicht van wat er wel al geweten is over de habitateisen voor fint.

**Waterniveau:** De larven komen voor in een temperatuurbereik van 17 tot 21.5°C. De jaarklassterkte wordt bepaald door de gemiddelde temperatuur in de periode juni tot augustus.

**Zuurstofgehalte:** Van juveniele vissen is bekend dat zij een zuurstofgehalte verkiezen van 4 tot 5 mg/L. onder laboratoriumomstandigheden wordt een zuurstofgehalte van 5.6 tot 9.1 mg/L geadviseerd. Zuurstofgehalten lager dan 4 mg/L worden gemeden (Arahamian et al., 2003).

**pH:** Voor de opgroei van fintlarven onder laboratoriumomstandigheden is een pH aanbevolen van 7.2 tot 7.5 (Arahamian et al., 2003). Over de pH in andere levensstadia is niets bekend.

**Doorzicht:** Er zijn geen gegevens gevonden over het doorzicht van het water in de verschillende levensstadia. Aangenomen wordt dat de juveniele vissen vrij helder water nodig hebben voor het vangen van voedsel. Ook oudere vissen, die in de kustgebieden leven, zullen vrij helder water nodig hebben voor het vinden van voedsel.

**Saliniteit:** Fint paait in de rivier de Elbe in gebieden met een zoutgehalte van 3 g/L (3‰) (Maitland & Hatton-Ellis, 2003). Adulte vissen kunnen zoutgehalten van het zeewater (35‰) verdragen. De larven kunnen nog geen zeewater verdragen. Vanaf welke lengte of leeftijd zij wel zeewater kunnen verdragen, is niet bekend.

**Stroomsnelheid:** Hoge afvoeren kunnen uitspoeling van larven veroorzaken. Indien de larven te vroeg in zoutwater terechtkomen, kunnen ze sterven.

**Waterdiepte:** De larven verblijven hoog in de waterlagen van binnenbochten, poelen en zijwateren van grote rivieren. Finten migreren in de herfst en winter van hun eerste levensjaar naar zee. Deze migratie vindt plaats in de bovenste waterlagen. De opgroeiende en bijna volwassen finten op zee verblijven in de kustzones op een diepte van 10-110 meter, met een voorkeur voor een waterdiepte van 10 tot 20 meter, waar zij foerageren op kleine haringachtigen (Arahamian et al., 2003).

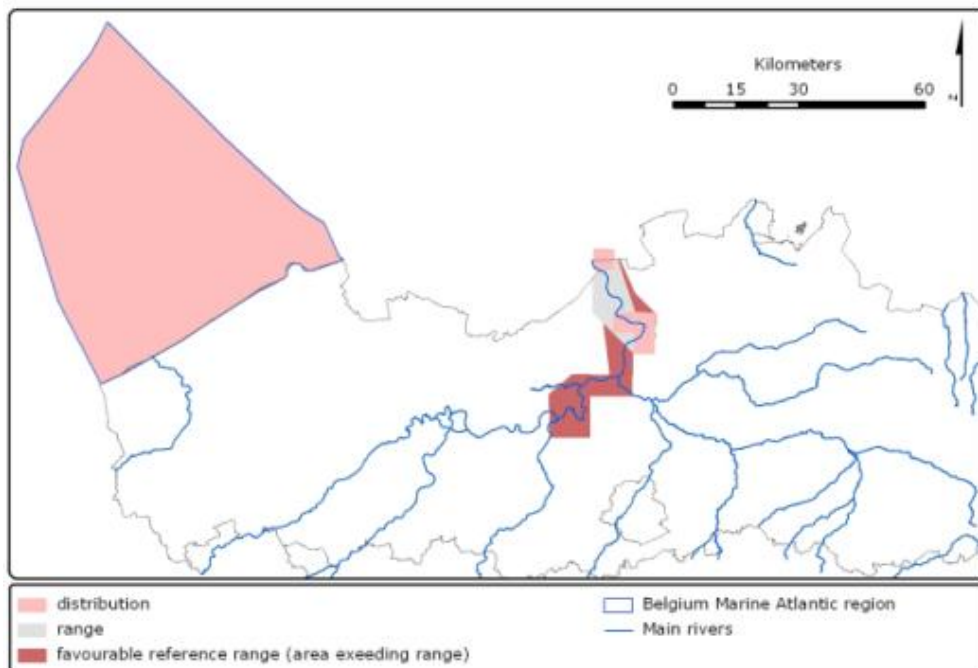
**Ruimtelijke eisen:** Fint komt voor in Europese rivieren met een water afvoerend oppervlak van circa 10 000 km<sup>2</sup> tot rivieren met een water afvoerend oppervlak van meer dan 100 000 km<sup>2</sup>. De lengte van deze rivieren is circa 300

tot meer dan 1000 km. Fint gebruikt alleen de benedenlopen van deze rivieren om af te paaien; hij heeft een dergelijk groot oppervlak nodig voor een gezonde stabiele populatie.

#### 4.9.4 Areaal (verspreiding)

De *Alosa*-soorten komen voor in rivieren die uitmonden in de Atlantische Oceaan, Middellandse zee, Kaspische zee, Zwarte zee, Noordzee en Oostzee. Fint is nog duidelijk aanwezig in het hele Middellandse Zeegebied, maar is op andere locaties zeldzaam geworden. Het is onduidelijk of fint paait in Noorse rivieren. Rond 1930 was hij heel talrijk in de Golf van Finland en Riga en onder andere de rivier Narva in Estland, maar in Estland wordt de soort tegenwoordig maar sporadisch aangetroffen. In Polen en Noord-Duitsland kwam fint voor in de Odra (Oder), Weser, Elbe en de Ems. In Engeland komt hij nog voor in de rivieren Severn, Wye, Usk en Tyw, maar in de Thames is fint uitgestorven. In Ierland paait de fint zeker in de rivieren Barrow, Nore en Suirt (Aprahamian et al., 2003). Figuur 26 geeft een overzicht van verspreiding van *Alosa falax* in de Belgisch Atlantische regio.

Eind 1800 was fint sterk vertegenwoordigd in de Rijn, Schelde en Maas. Na 1943 daalden de vangsten heel erg. Momenteel is het onwaarschijnlijk dat hij in Nederland in grote getallen paait (de Laak, 2009). Tot het jaar 1905 was fint algemeen in de Schelde. De soort werd ook in de grote zijrivieren gevangen, waaronder de Rupel en de Durme. Na 1905 werd fint zeldzamer en kon zich niet meer voortplanten in het Scheldebekken. Rond 1910 moet fint volledig verdwenen zijn uit de Schelde. Enkel stroomafwaarts Antwerpen werd nog sporadisch fint gevangen (Stevens et al., 2009). Finten worden tegenwoordig vaak gevangen voor de Vlaamse kust in strandnetten uitgezet voor recreatieve visserij. Ook werd er recent weer vrij veel fint gevangen in de Zeeschelde en paait hij daar opnieuw.



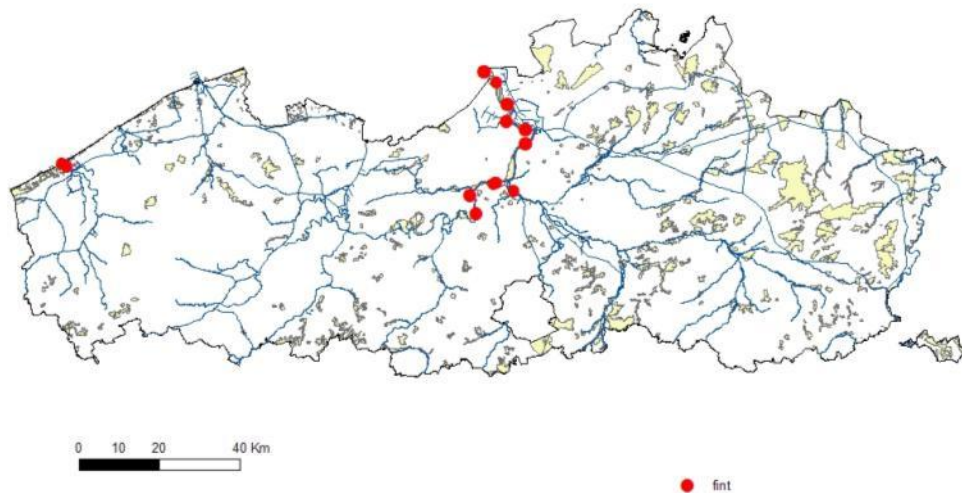
Figuur 26: Verspreiding van *Alosa falax* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008c).

#### 4.9.5 Bemonstering

Fint wordt bemonsterd volgens het principe beschreven voor rivierprik. De meest efficiënte bemonsteringsmethode voor fint is **ankerkuilvisserij** (duur), maandelijks in de periode december-juni (Stevens et al., 2009).

#### 4.9.6 Beschikbare gegevens

Sinds 1996 worden in stijgende aantallen opnieuw finten gevangen in de Zeeschelde. Bijna alle waarnemingen beperken zich tot het gebied stroomafwaarts Antwerpen (Maes et al., 2003; 2007; Patberg et al., 2005). In 2007 werd een fint ter hoogte van het Lippenbroek (Hamme) gevangen (Stevens et al., 2009). Deze stijging wordt waarschijnlijk rechtstreeks veroorzaakt door de hogere zuurstofgehalten. Er zijn echter geen indicaties dat de soort er zich ook effectief voortplant. Er zijn meldingen van finten in het IJzerestuarium maar deze moeten nader gedocumenteerd worden (Adriaens et al., 2008). Een actualisatie van deze gegevens is zeker nodig wegens de recente ontwikkelingen (Figuur 27).



Figuur 27: Vindplaatsen van fint in Vlaanderen (Gerlinde Van Thuyne, december 2012).

### 4.10 Zalm (*Salmo salar*)

#### 4.10.1 Voornaamste literatuurbronnen

De voornaamste literatuurbronnen voor achtergrondinformatie over zalm waren het *Kennisdocument zalm*, van de Laak (2007) en de rapporten van Hendry & Cragg-Hine (2003) en Cowx & Fraser (2003).

#### 4.10.2 Ecologische kenmerken

Atlantische zalm is een anadrome vissoort: de vis brengt een deel van zijn leven door in zee, maar voor de voortplanting trekt hij de rivier op. De jongen leven de eerste jaren op beken of riviertjes en trekken na enkele jaren weer naar zee. Door zijn anadrome leefwijze en bijzondere levensstrategieën heeft zalm in de loop der tijd een grote flexibiliteit ontwikkeld. Deze strategieën zijn ontwikkeld om een optimale fitness te bereiken, dat wil zeggen de kansen optimaal benutten om voor nageslacht te zorgen. Zalmen hebben een economische en ecologische waarde. Atlantische zalm is in de meeste Europese rivieren tussen de 18<sup>e</sup> en 20<sup>e</sup>

eeuw sterk achteruitgegaan of zelfs verdwenen. De belangrijkste oorzaken daarvoor zijn vernietiging van paai- en opgroeihabitat, watervervuiling, de grote visserijdruk en de morfologische ingrepen in de rivier waaronder migratiebarrières (de Laak, 2007).

#### 4.10.3 Habitatvereisten en bedreigingen

Het *Kennisdocument Atlantische zalm* (de Laak, 2007) geeft een uitgebreide beschrijving van de milieueisen van zalm. Hieronder wordt een beknopt overzicht gegeven. De belangrijkste bedreigingen zijn migratiebarrières, watervervuiling, vernietiging van paai- en opgroeihabitat, scheepvaart, de aanwezigheid van exoten, visserijdruk, etc.

**Waterniveau:** De watertemperatuur is belangrijk in alle levensfasen van de vissoort. Zalm is een koude minnende soort. In het algemeen gelden in onze gematigde streken respectievelijk een temperatuur van 15°C in de winter en 23°C in de zomer als onder- en bovengrenzen.

**Zuurstofgehalte:** Zalmachtigen benutten de rivieren eigenlijk maar voor een vrij korte periode voor de trek naar zee van *smolts* of de trek naar de paaigebieden van de ouderdieren. Voor de opgroei van *parrs* is een zuurstofgehalte van 3 mg/L ongeschikt (geschiktheid is 0), een zuurstofgehalte van 6 mg/L heeft een geschiktheid van 0.4. Bij zuurstofgehalten hoger dan 8 mg/L is de geschiktheid voor *parrs* optimaal (Quak, 1993). Volgens Crisp (1993) moet het zuurstofgehalte van wateren voor zalmachtigen tenminste 4 mg/L bedragen. Bij hogere temperaturen moet het zuurstofgehalte hoger zijn, de zuurstofopname neemt sterk toe bij toenemende temperaturen.

**pH:** De zuurgraad van het water is een belangrijke parameter voor alle levensstadia van de eieren en de juveniele stadia van zalm. De pH is erg belangrijk, omdat bij een afnemende pH (het water wordt zuurder) er meer metaalionen kunnen oplossen in het water. De belangrijkste metaalionen zijn in dit verband aluminium, zink, lood en cadmium. Hoge doses van deze stoffen geven vergiftigingsverschijnselen. Bij een toenemende pH (het water wordt basischer) neemt de kans op weefselbeschadigingen toe. Volgens Quak (1993) is de pH optimaal tussen de 6.2 en 8.5.

**Doorzicht:** Voor de opgroeiende *parr* is een goed doorzicht van belang voor een goede signalering en locatie van de prooi. Volgens Quak (1993) is een doorzicht van 0.5 meter ongeschikt (geschiktheid is 0), een zichtdiepte van één meter heeft een geschiktheid van 0.4 en bij drie meter zichtdiepte is de geschiktheid 1.

**Saliniteit:** Zalm is een euryhalie soort en kan een breed bereik van het zoutgehalte verdragen. De gradiënt in saliniteit is voor zalmachtigen belangrijk bij de overgang van zout- naar zoetwater en omgekeerd. Er zijn geen of weinig goede gegevens betreffende de saliniteitswaarden bij de stroomafwaartse migratie als *smolt* en ook niet voor de optrekkende volwassen vissen.

**Stroomsnelheid:** Volgens Quak (1993) is een stroomsnelheid in de opgroei gebieden van 5 cm/s ongeschikt (0), 20 cm/s geeft een geschiktheid van 0.7, een stroomsnelheid van 40 tot 60 cm/s is optimaal. Stroomsnelheden van meer dan 1 m/s zijn ongeschikt (0) voor *parrs*. Studies naar de microhabitat hebben de neusstroomsnelheid (de stroomsnelheid bij de kop) aangewezen als primaire factor in het habitatgebruik.

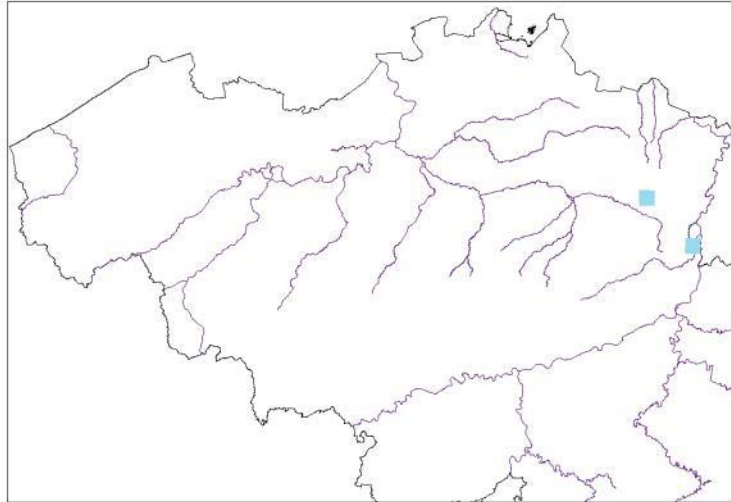
**Waterdiepte:** Voor de opgroefase als *parr* is, volgens Quak (1993) een diepte van 10 cm ongeschikt (0), een diepte van 20 cm heeft een geschiktheid van 0.5 en tussen de 30 en 45 cm is de geschiktheid optimaal (1). Bij 60 cm is de geschiktheid weer afgenomen naar 0.7 en bij een diepte van 120 cm is de geschiktheid weer 0.

**Bodemsubstraat:** Voor de opgroei van *parrs* is het percentage kiezel of keien van meer dan twee centimeter van belang. De geschiktheid van het opgroei gebied is bij een percentage < 20% ongeschikt (0), bij een bedekking van 60% of meer is het optimaal. Een potentieel belangrijke richting voor verder onderzoek naar de microhabitat vormen de huisstenen (*homestones*). De selectie van huisstenen van 6-7 cm in de zomer tot 20-25 cm in het najaar, lijkt een biologische grondslag te hebben welke sturing geeft aan habitatpreferenties (de Laak, 2007).

**Waterkwaliteit:** Verontreinigingen hebben invloed op alle levensstadia van zalmachtigen. Relatief lage waarden van koper (5 µg/L), hebben al nadelige invloed op het percentage *smolts* dat stroomafwaarts migreert (de Laak, 2007).

#### 4.10.4 Aeraal (verspreiding)

De soorten van de familie van de zalmachtigen komen oorspronkelijk uitsluitend op het noordelijk halfrond voor. De meeste soorten worden in de Arctische gebieden aangetroffen, of in hoog gelegen berggebieden, zoals de Alpen. De Atlantische zalm komt voor vanaf het Oeralgebergte in Rusland (Kara rivier), Scandinavië, de Oostzee inclusief de Botnische Golf, de landen grenzend aan de Noordzee, inclusief Engeland en Ierland, Frankrijk en enkele rivieren in Portugal. Verder westwaarts komt de zalm voor in IJsland enkele rivieren in Groenland en de oostkust van Canada vanaf noord-Quebec en de Verenigde Staten tot aan Connecticut. Geografisch gezien ligt dit tussen de breedte- en lengtegraden 68°N-38°N en 76°W-55°E (de Laak, 2007). Figuur 28 geeft een overzicht van de verspreiding van *Salmo salar* in de Belgisch Atlantische regio.



Figuur 28: Verspreiding van *Salmo salar* in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008d).

#### 4.10.5 Bemonstering

De bemonsteringsmethodiek moet nog nader bekeken worden maar is voor het ogenblik niet relevant.

#### 4.10.6 Beschikbare gegevens

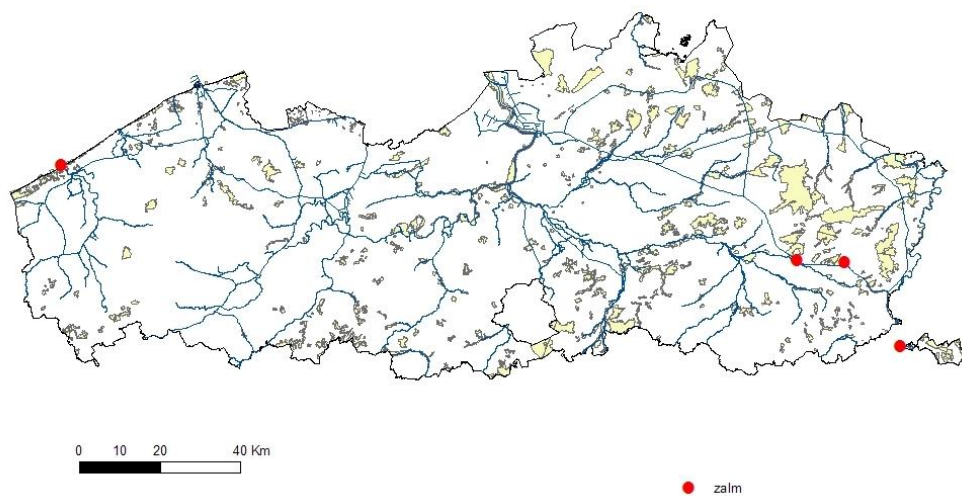
Zalm wordt bijna niet meer aangetroffen in Vlaanderen. Het opzetten van een apart monitoringsmeetnet lijkt daarom niet aangewezen.

Zalm werd voor de 20<sup>e</sup> eeuw waargenomen in de Schelde, Rupel, Durme, Nete, Dijle en Demer. Verschillende auteurs spreken elkaar tegen wat de talrijkheid betreft en het valt uit de literatuur niet af te leiden of de soort zich hier al dan niet voortplantte. Vermoedelijk kwam zalm al in de middeleeuwen in moeilijkheden door menselijke invloeden. In de 18<sup>e</sup> eeuw moet zalm in ieder geval zeldzaam geweest zijn en ook voor de periode na 1840 zijn er geen aanwijzingen dat er een echte zalm populatie aanwezig was in het Scheldebekken (Stevens et al., 2009; Van Damme & De Pauw, 1995; Vrielynck et al., 2002).

Indien zalm ooit gepaaid heeft in het Scheldebekken, was dat wellicht in de bovenlopen van de rivieren die in de Rupel uitmonden en mogelijk in de bovenlopen van de Schelde op Frans grondgebied. Rond 1900 kende de waterkwaliteit in de zijrivieren en bovenlopen zoals de Demer al perioden met ernstige vervuiling (Vrielynck et al., 2002), zodat de migratie wellicht sterk gehinderd werd en de voortplanting voor de veeleisende zalmachtigen onmogelijk was.

Recente waarnemingen van zalm zijn zeer schaars in het Scheldebekken en steeds beperkt tot het gebied stroomafwaarts Antwerpen (Maes et al., 2003; Stevens et al., 2009). In Wallonië wordt al meerdere jaren gewerkt aan het herstel van de soort door introductie van eieren en jonge zalmen. De jonge zeewaarts migrerende zalm wordt geregeld aangetroffen in de Grensmaas en het Albertkanaal. In 2002 werden de eerste volwassen zalmen terug op de Maas gerapporteerd. Daarnaast zijn er sporadisch meldingen van volwassen zalmen aan het sluiscomplex op de IJzer in Nieuwpoort (Adriaens et al., 2008). Recent werd op 24 oktober 2012 een volwassen mannetjeszalm in het Albertkanaal bij Hasselt gevangen. De zalm, met de typische haakbek voor volwassen mannetjes, was 79 cm lang en woog 4,4 kg. Ongetwij-

feld was deze vis bezig aan zijn paaitrek vanuit zee naar de bovenstroomse voortplantingsgebieden van de Maas.



Figuur 29: Vindplaatsen van zalm in Vlaanderen (Gerlinde Van Thuyne, december 2012).

## 5 Voorbeeldsoort: rivier- en beekdonderpad

### 5.1 Bepalen van toestand en trends in abundantie

#### 5.1.1 Meetvariabelen (wat meten we en waarom?)

De eenvoudigste manier om de evolutie van de abundantie op te volgen, is de analyses te baseren op eenmalige afvissingen. Behalve een geringere meetlast en compatibiliteit met het referentiemetnet, is de verstoring van de vissen en hun leefgebied dan minder groot. In de veronderstelling dat op een bepaalde locatie de vangstefficiëntie niet al te veel verandert bij twee opeenvolgende afvissingen (met 3, 6 of 12 jaar tussen) kunnen we hiermee indicatief de evolutie van de abundantie opvolgen. We bekomen daaruit een populatie-index.

Als we echter een beeld willen van de "visgemeenschap" (het absolute aantal vissen) dan zijn veel arbeidsintensievere depletiemetingen nodig die het leefgebied en de vissen zelf sterker kunnen verstoren en/of beschadigen. Om de densiteit te kunnen berekenen, moeten we ook goed bepalen welke oppervlakte (lengte) we precies moeten bemonsteren. Meer technisch uitgedrukt, behalve een nauwkeurige teller (het aantal vissen) hebben we ook een nauwkeurige noemer (de afgeviste oppervlakte) nodig.

De lengteverdeling en het gewicht van de gevangen exemplaren geven demografische informatie over de leeftijdsstructuur. Een stap verder is na te gaan of er verjonging optreedt (YoY = *young of the year*). Voor een stabiel beeld van deze demografische parameters is de keuze van de waarnemingsperiode wel kritischer (zie verder). Op een gericht aantal locaties zou ook de genetische diversiteit opgevolgd moeten worden om de gevolgen van fragmentatie te evalueren t.o.v. een goed Europees referentiekader.

#### 5.1.2 Achtergrondvariabelen (milieu- en meetomstandigheden)

Een goede registratie van het tijdstip en de weersomstandigheden is van belang omdat dit de activiteitsgraad van donderpad kan beïnvloeden. De turbulentie van het water speelt een rol omdat donderpad geen zwemblaas heeft en bijgevolg na verdoving naar de bodem zakt. Simultaan met de afvissingen wordt de kwaliteit van de habitat bepaald via een (nog te ontwikkelen) scoresysteem specifiek voor donderpad (zie verderop).

#### 5.1.3 Steekproeftrekking (waar en met welke frequentie meten?)

Om de abundantie van de twee soorten donderpad op te volgen, kunnen we in eerste instantie een selectie uit de bekende vindplaatsen opvolgen (steekproefkader). Het zoetwatervismeetnet omvat 75 vangstplaatsen waarvan er 41 in acht HR gebieden liggen. Indien we voor rivier- en beekdonderpad apart cijfermateriaal willen verzamelen, moeten we extra informatie verzamelen over de zeldzamere beekdonderpad. Hiertoe is overleg met de buurlanden (Nederland en Duitsland) aangewezen. Aangezien het om een beperkt aantal plaatsen gaat, kunnen alle locaties aan bod komen over een meetcyclus van zes of zelfs drie jaar.

Nader onderzoek is nodig of een uitbreiding van het steekproefkader wenselijk is. Hiervoor moeten we de ecologische representativiteit van de vangstplaatsen evalueren en nagaan in hoeverre alle typen leefgebied in het steekproefkader vertegenwoordigd zijn. Daarnaast moet er voldoende aandacht besteed worden aan de update van het steekproefkader. Via het areaalonderzoek (volgende rubriek) kunnen we het steekproefkader vernieuwen.

#### 5.1.4 Bemonstering (hoe en wanneer meten?)

Donderpad kunnen we goed bemonsteren met elektrovisserij. De monitoring ervan kan bijgevolg in principe meeliften met het referentiemeetnet. Wel moeten we nader onderzoeken in hoeverre de nachtelijke en verborgen levenswijze van rivierdonderpad niet leidt tot onderschattingen.

Een eenmalig veldbezoek volstaat in principe aangezien de soort honkvast is (Dorenbosch et al., 2008). De lengte van het afvistraject is standaard 100 m (CEN, 2002). Voor kleinere rivieren is een kortere afstand mogelijk (Cowx & Harvey, 2003). Van belang is de potentiële leefgebieden te bemonsteren. Voor de depletiemetingen volstaan twee à drie opeenvolgende vangsten afhankelijk van de vangstefficiëntie en het riviertype. Als de vangstefficiëntie laag is, zijn drie opeenvolgende afvissingen te weinig.

Voor de opvolging van demografische parameters is de timing kritiek. Om verjonging te bepalen, meten we best op een vast ogenblik op het einde van het groeiseizoen, in het najaar nadat de populatie zich na de voortplanting gestabiliseerd heeft.

#### 5.1.5 Tijdsinvestering per meetplaats op jaarbasis

Donderpadden zijn typische bewoners van kleine beken en rivieren met een zandig substraat. Gemiddeld kunnen er twee meetpunten per dag bemonsterd worden.

#### 5.1.6 Samenvattende tabel

Tabel 6 maakt een synthese van bovenstaande beschouwingen. Veel zaken vereisen nog een concretere invulling bij het opstellen van de veldprotocollen, maar het doel is hier op de eerste plaats de aandachtspunten op een rij te zetten.

Tabel 6: Samenvattende tabel voor monitoring van de abundantie

<b>WAT</b>	
<b>ANALYSEVARIABLE 1.1</b>	<b>Aantal adulten</b> (uit vorklengte/gewicht af te leiden).
+ Meetobject 1.1.	Vispopulatie op een gestandaardiseerd traject.
+ Meetvariabele 1.1	Aantal gevangen exemplaren met vorklengte en gewicht.
<b>ANALYSEVARIABLE 1.2</b>	<b>Aantal juveniele vissen</b> (uit vorklengte/gewicht af te leiden).
+ Meetobject 1.2.	Vispopulatie op een gestandaardiseerd traject.
+ Meetvariabele 1.2	Aantal gevangen exemplaren met vorklengte en gewicht.
<b>ACHTERGRONDINFO</b>	Zie Tabel 1 met KRW-achtergrondvariabelen.
<b>STEEKPROEFOPZET</b>	
<b>WAAR</b>	
+ Populatie (universum)	Leefgebied van rivier- en beekdonderpad.
+ Steekproefkader	Kanskaarten en/of bekende vindplaatsen: <a href="#">VIS-databank</a> , indien nodig aangevuld met andere meetpunten om representativiteit (dekkingsgraad) te verhogen, wanneer niet alle typen leefgebied vertegenwoordigd zijn.
<b>PERIODICITEIT</b>	
+ Meetcyclus	Jaarlijkse metingen met een meetcyclus van zes jaar met vaste meetplaatsen. Eventueel een aantal index plaatsen twee- of driejaarlijks opvolgen.
<b>BEMONSTERING</b>	
<b>WANNEER</b>	
+ Meetperiode	Na groeiseizoen, eind augustus-oktober; tot februari (niet onder 10 °C).
+ Tijdstip	Tijdstip instellen om nachtelijke activiteit te ondervangen.
<b>HOE</b>	
+ Techniek	Elektrovisserij wadend/boot (CEN, 2002) – schepnet. Techniek aanpassen om ontbreken zwemblaas te ondervangen. Ook rekening houden met verborgen leefwijze.
+ Lengte afvissingen	100 m rivierlengte (of minder voor kleine waterlichamen).
+ Aantal afvissingen	Meerdere keren als voor depletie wordt gekozen.



## 5.2 Areaal (verspreiding)

### 5.2.1 Meetvariabelen (wat meten en waarom?)

De meetdoelstelling is het verspreidingsgebied van de soort te bepalen. Bijgevolg moeten we met voldoende zekerheid kunnen uitmaken of donderpad ja dan neen voorkomt op een locatie. In kleinere beken en polderwaterlopen is dat volgens Spikmans et al. (2008; 2011) haalbaar met zichtwaarnemingen en/of bemonsteringen met een schepnet. Vaststellen of een soort aan- of afwezig is, is in principe minder tijdsintensief dan abundantiebepalingen, maar een lage detectiekans kan de bemonsteringskosten sterk opdrijven. In dat opzicht is e-DNA misschien op termijn een veel belovende techniek.

### 5.2.2 Achtergrondvariabelen (milieu- en meetomstandigheden)

Voor de areaalbepaling houden we best zo nauwkeurig mogelijk de context van de metingen bij. De weersomstandigheden op het tijdstip van bemonstering kunnen een belangrijke rol spelen. Voorts is het aantal veldbezoeken aan de meetplaats een kritieke variabele. Een goede karakterisering van de habitat is waardevol om de kansmodellen verder te valideren. Een veldprotocol moet gebaseerd zijn op specifieke hypothesen hieromtrent.

### 5.2.3 Steekproeftrekking (waar en met welke frequentie meten?)

Afvingingen voor de KRW zijn niet specifiek gericht op donderpad en, zoals hierboven al bevestigd, de nachtelijke leefwijze van donderpad en het ontbreken van een zwemblaas kunnen ervoor zorgen dat de soort onopgemerkt blijft. In feite is een aangestuurd atlasproject wenselijk met een gerichte screening van de mogelijke vindplaatsen van donderpad. Hieruit kunnen we ook afleiden welke fractie van de potentiële locaties bezet is, althans volgens de huidige ecologische inzichten. Een mogelijke strategie is gericht op zoek te gaan naar nieuwe vindplaatsen met zogenaamde kanskaarten die op basis van modellen (*habitat suitability models*) voorspellen waar met de meeste kans een soort voorkomt.

Deze techniek wordt in Nederland toegepast om samen met vrijwilligers het verspreidingsgebied van zeldzame (vis)soorten te bepalen (Spikmans et al., 2011). Kanskaarten combineren informatie beschikbaar in GIS-databanken en ecologische milieu- en habitatvereisten van de soort om gebieden met een hogere waarschijnlijkheid op voorkomen van een soort te vinden. Hierin wordt ook informatie verwerkt van het huidige areaal van de soort omdat aaneengesloten riviersegmenten meer kans maken. Uit de kanskaarten worden vervolgens km-hokken met een hoge kans op voorkomen van de soort geselecteerd en aangeboden aan de vrijwilligers. Volgens een welbepaald veldprotocol bemonsteren zij het km-hok: keuze van potentiële leefgebieden (een drietal) en een voldoende aantal bezoeken van de meetplaats.

### 5.2.4 Bemonstering (hoe en wanneer meten?)

Het opvolgen van de verspreiding met kanskaarten gebeurt in Nederland met vrijwilligers. Voor deze groep is elektrovisserij – in tegenstelling tot het professionele referentiemetnet – geen optie. Daarom werd een methodiek ontwikkeld op basis van zichtwaarnemingen en bemonsteringen met een schepnet (Spikmans et al., 2011).

Rivierdonderpadden zijn 's nachts actief. Ze komen in rivieren en meren vaak voor in oevers met veel stortsteen. In deze habitatten zijn ze 's nachts met een zaklamp in de oeverzone waarneembaar. Het project "[Donderpad in de schijnwerpers](#)" in 2011 in Nederland zorgde er voor dat rivierdonderpad in 222 kilometerhokken aangetroffen werd waar de soort voorheen nooit was vastgesteld. Waarschijnlijk betreffen de nieuwe waarnemingen geen areaaluitbreiding, maar is de soort hier al lange tijd aanwezig. De zaklampmethode werkt in de stilstaande wateren van laag Nederland veel beter dan andere methoden zoals het schepnet of elektrovisserij.

Een struikelblok bij het bepalen van aan- en afwezigheid is de detectiekans. Als deze kans laag is, moet een meetplaats meerdere keren bezocht worden om de afwezigheid van een soort met een voldoende betrouwbaarheid te bepalen (Spikmans & Kranenbarg, 2008).

Een alternatieve oplossing is te zoeken naar DNA-excretie in het milieu (e-DNA). Deze methode is gevoeliger dan de traditionele technieken, loopt niet het risico op het beschadigen van soorten/leefgebieden. Bovendien treedt in het aquatisch milieu een goede menging op (Darling & Mahon, 2011; Ficetola et al., 2008; Jerde et al., 2011; Thomsen et al., 2011). Deze methodiek is echter nog in volle ontwikkeling.

### 5.2.5 Tijdsinvestering per meetplaats op jaarbasis

Hiervoor zijn geen gegevens beschikbaar.

### 5.2.6 Samenvattende tabel

De synthese in Tabel 7 gaat uit van een duaal steekproefkader: enerzijds meetplaatsen van het zoetwatervismetnet die – los van voorkennis – overal in Vlaanderen de visstand bepalen zodat ook op onverwachte locaties nieuwe vindplaatsen gevonden werden; anderzijds een (nog te ontwikkelen) kanskaart om gericht op zoek te gaan naar nieuw areaal. Voor de ontwikkeling van de kaart kunnen we niet louter steunen op de beschikbare gegevens, want bepaalde leefgebieden zijn onvoldoende bemonsterd. Het risico voor een vertekend model is bijgevolg groot. Uit de literatuur kan ter aanvulling een beschrijvend beslissings-schema afgeleid worden om aanvullende locaties te vinden. Ook is een ruimtelijke extrapolatie uitgaande van de huidige verspreidingsgegevens een mogelijke piste.

Tabel 7: Samenvattende tabel voor de monitoring van de verspreiding.

<b>WAT</b>	
<b>Analysevariabele 2</b>	Aanwezigheid in het waterlichaam.
+ Meetobject 2.1	Potentieel leefgebied van de soort.
+ Meetvariabele 2.1	Aanwezigheid van rivier- of beekdonderpad.
<b>ACHTERGRONDINFO</b>	
	Zie Tabel 1
<b>STEEKPROEFOPZET</b>	
<b>WAAR</b>	
+ Populatie	Potentieel leefgebied.
+ Steekproefkader	Kanskaarten en/of bestaande set huidig bekende vindplaatsen ( <a href="#">VIS-databank</a> ).
<b>PERIODICITEIT</b>	
+ Meetcyclus	Cyclus van 24 jaar waarbij het potentiële leefgebied systematisch gescand wordt.
<b>BEMONSTERING</b>	
<b>WANNEER</b>	
+ Meetperiode	Eind augustus-oktober; uitbreiding tot februari (afhankelijk van de watertemperatuur).
+ Tijdstip	Tijdstip instellen om onderschatting wegens nachtelijke activiteit te ondervangen.
<b>HOE</b>	
+ Meetduur	Voldoende tijd voorzien om donderpad te activeren (verborgen levenswijze).
+ Bemonsteringstechniek	Professionelen: elektrovisserij wadend/boot (CEN, 2002). Vrijwilligers: schepnet/zichtwaarnemingen. Alternatief (op termijn): e-DNA
+ Aantal en lengte traject	Een nader te bepalen aantal trajecten (vb. 3) met bepaalde lengte per km-hok.
+ Aantal veldbezoeken	Dorenbosch et al. (2008): éénmalige bemonstering want donderpaden honkvast.

## 5.3 Habitatkwaliteit

### 5.3.1 Meetvariabelen (wat meten we en waarom?)

Er is geen gevalideerd protocol beschikbaar om de habitatkwaliteit specifiek voor donderpad te karakteriseren. Verder literatuuronderzoek is vereist. Wel is het uiteraard mogelijk een algemene lijst met karakteristieken samen te stellen en te beoordelen zoals in Tabel 8.

### 5.3.2 Achtergrondvariabelen (milieu- en meetomstandigheden)

Aangezien de bepaling van de habitatkwaliteit simultaan verloopt met de bepaling van de abundantie, wordt achtergrondinformatie sowieso ingezameld. In eerste instantie denken we hier aan variabelen die de algemene structuurkwaliteit bepalen van belang voor alle vissoorten. Indien haalbaar kunnen we eventueel ook nog specifieke habitatkenmerken uit Tabel 9 specifiek controleren.

### 5.3.3 Steekproeftrekking (waar en met welke frequentie meten?)

De bepaling van de habitatkwaliteit kan simultaan met de afvissingen. Wel moeten we goed op voorhand plannen wanneer specifieke informatie voor donderpad ingezameld moet worden aangezien niet elke plaats een potentieel leefgebied is.

### 5.3.4 Bemonstering (hoe en wanneer meten?)

Het nog te ontwikkelen veldprotocol moet behalve de meetvariabelen ook bepalen op welk schaalniveau de meetplaats gekarakteriseerd moet worden.

Tabel 8: Beoordelingscriteria voor de habitatkwaliteit van donderpad (Adriaens et al., 2008).

INDICATOR (referenties)	Gunstig: goed	Gunstig: voldoende	Gedegradeerd
pH (Philippart, 1979; Steinmann et al., 2006a)	6.5-9	4.7-6.5	< 4.7 duidelijk sporen verzuring en/of sterke schommelingen pH (bv. door algenbloei)
Antropogene materialen/sediment aanvoer (Steinmann et al., 2006a)	Geen	Gering, zonder zichtbare werking	Aanzienlijk, met zichtbare gevolgen
Stroomsnelheid (Knaepkens et al., 2006; Pavlov, 1989; Tomlinson & Perrow, 2003)	0.1-0.4 m/s	0.4-1.0 m/s	< 0.1 m/s of > 1 m/s
Waterlopen en structuurrijke meanders met stroomkuilen patroon met zuurstofrijk water, zandig of kiezel substraat en aanwezigheid van dood hout/grote stenen/submerse vegetatie (Smyly, 1957; Steinmann et al., 2006a; Tomlinson & Perrow, 2003)	Overall	Ruim aanwezig, in deelstroken soms ontbrekend	Slechts in deelstroken
Migratiekelpunten <sup>1</sup> (Steinmann et al., 2006a; Utzinger et al., 1998)	Geen of doorgang niet belemmerd	Vrije migratie soms onderbroken, voldoende vrij stromende deelstroken	Veel migratiekelpunten

<sup>1</sup> Verticale structuren hoger dan 20 cm kunnen door donderpad niet meer overbrugd worden (Utzinger et al., 1998).

### 5.3.5 Tijdsinvestering per meetplaats op jaarbasis

Hiervoor zijn geen gegevens beschikbaar.

### 5.3.6 Samenvattende tabel

Tabel 9 bevat een lijst van potentiële indicatoren. Maar er bestaat nog geen gevalideerd scoresysteem om de uitkomsten te integreren in een overkoepelende kwaliteitsmaat.

Tabel 9: Samenvattende tabel voor monitoring van de habitatkwaliteit (Adriaens et al., 2008).

<b>WAT</b>	
<b>ANALYSEVARIABLE 3</b>	<b>Kwaliteit leefgebied (goed/slecht).</b>
Meetobject 3.1.	<b>Leefgebied soort</b> + Coördinaten: geografische locatie, datum, tijdstip. + Weersomstandigheden, watertemperatuur (°C).
Meetvariabelen 3.1.	<b>Indicatoren habitatkwaliteit</b> (zie Tabel 8)
+ Meetvariabele 3.1.a	pH (Steinmann et al., 2006a).
+ Meetvariabele 3.1.b	Stroomsnelheid (Knaepkens et al., 2006; Pavlov, 1989; Tomlinson & Perrow, 2003).
+ Meetvariabele 3.1.c	Zuurstof.
+ Meetvariabele 3.1.d	Antropogene materialen/sediment aanvoer (Steinmann et al., 2006a).
+ Meetvariabele 3.1.e	Migratieknelpunten (Steinmann et al., 2006a; Utzinger et al., 1998).
+ Meetvariabele 3.1.f	Waterlopen en structuurrijke meanders met stroomkuilen patroon met zuurstofrijk water, zandig of kiezel substraat en aanwezigheid van dood hout/grote stenen/submerse vegetatie (Smyly, 1957; Steinmann et al., 2006b; Tomlinson & Perrow, 2003).
<b>STEEKPROEF</b>	
<b>WAAR</b>	
+ Steekproefkader	Gekende vindplaatsen (< potentieel leefgebied).
<b>PERIODICITEIT</b>	
+ Meetcyclus	Meeliften met trendmeetnet voor abundantie.
<b>BEMONSTERING</b>	
<b>WANNEER</b>	
+ Meetperiode	Najaar.
<b>WAAR</b>	
+ Meetpunten	Representatief voor alle levensstadia.
<b>HOE</b>	
+ Meetvariabele 3.1.a	pH-meter.
+ Meetvariabele 3.1.b	Stroomsnelheidsmeter.
+ Meetvariabele 3.1.c	Zuurstofmeter.
+ Meetvariabele 3.1.d	Terreinbezoek.
+ Meetvariabele 3.1.e	Terreinbezoek/vismigratiedatabank ( <a href="http://www.vismigratie.be">www.vismigratie.be</a> ).
+ Meetvariabele 3.1.f	Terreinbezoek.

## 5.4 Aanpak in naburige regio's

### 5.4.1 Wallonië

Voor Wallonië vonden we geen systematische aanpak om beide soorten donderpad op te volgen. Een recent verschenen determinatiewerk over de vissen in Wallonië (Demol, 2011) geeft aan dat beide soorten morfologisch moeilijk uit elkaar te houden zijn, maar dat beekdonderpad "relatief algemeen" is en rivierdonderpad "zeldzaam".

### 5.4.2 Nederland

Nederland monitort systematisch beide soorten donderpad voor trend en verspreiding. Volgens Dorenbosch et al. (2008) is donderpad honkvast en daarom kan een éénmalige, maar voldoende intensieve bemonstering een representatief beeld geven van het voorkomen van donderpad in een beektraject. In 2008 was er een vrij uitgebreid verspreidingsonderzoek via verschillende, elkaar aanvullende gegevensbronnen:

- **Museumonderzoek:** De collecties van het Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis (Leiden) en het Zoölogisch Museum (Amsterdam) bevatten exemplaren van donderpad, bewaard op alcohol, over een periode van nagenoeg een eeuw (1893–1991). Op basis van de totale lichaamslengte en de mate van aanwezigheid van stekels op de laterale zijde van het lichaam, was het mogelijk om van de meeste exemplaren te bepalen of het om een rivierdonderpad of beekdonderpad ging. Hieruit kon een beeld afgeleid worden van het historisch verspreidingspatroon in een recent verleden.
- **Terreinonderzoek 2007-2008:** Voor de huidige verspreiding werd een veldcampagne opgezet in 2007–2008 (zie Tabel 10 voor de methodiek). Het verspreidingsbeeld van donderpad in Nederland op basis van *De atlas van zoetwatervissen* (De Nie, 1996) en

het hierboven beschreven museumonderzoek vormden het steekproefkader. In totaal werden 101 locaties bemonsterd verspreid over stroomgebieden in Noord-Nederland (Friesland, Groningen en Drenthe), Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg. Enkele locaties in het stroomgebied van de Berkel, Roer en Geul lagen buiten de Rijksgrens maar in watergangen die rechtstreeks in verbinding staan met Nederlandse watergangen en bijgevolg een sterke, ecologische relatie hebben.

- Genetische analyse: Om de determinatie van donderpad op veldkenmerken te staven werden tijdens het onderzoek in 2007-2008 op 19 locaties in Nederland genetische weefselmonsters verzameld van donderpadden. In totaal werden 399 donderpadden genetisch onderzocht.
- Overige bronnen: Naast veldbemonsteringen in 2007-2008, hebben Natuurbalans en RAVON ook visserijkundige onderzoeken uitgevoerd op andere locaties in Nederland. In totaal waren 167 locaties met een voldoende nauwkeurigheid beschikbaar met gegevens over beek- of rivierdonderpad.

Tabel 10: Samenvattende tabel voor de bemonstering van donderpadden in Nederland (Dorenbosch et al., 2008).

<b>WAAR</b>	Meetplaatsen	Representatief habitat voor donderpad.
	Meetpunten	Holle oevers, structuurrijke substraten zoals stenen, grind en takken.
<b>HOE</b>	Vistechiek	Schepnetten en draagbare elektrische visapparatuur (batterij: ca. 300-500 V en 3 A aan de 12 V zijde).
	Determinatie	Verdoofde vissen werden verzameld in een waterreservoir en op soort gedetermineerd op basis van de totale lichaamslengte (mm) en de mate van stekeligheid van het lichaam. Na deze procedure werden alle vissen weer vrijgelaten op de vangstlocatie. Er zijn geen dieren gedood tijdens deze bemonsteringen.
	Lengte traject	50 tot 100 m rivierlengte.
	Aantal doorgangen	Eén (honkvaste soort)
<b>EXTRA INFO</b>	Gegevens over visgemeenschap (soorten, aantallen en lengteverdeling).	
	Aan- of afwezigheid van stuw, benedenstrooms of bovenstrooms van de monsterlocatie.	
	Type (gekanaliseerd, natuurlijk meanderend, hermeanderd).	
	Indicatie van de stroomsnelheid (stilstaand, zwak, snel).	
	Samenstelling bodemsubstraat (stenen/puin, grind, zand, klei, modder, takken, bladeren).	
	Oeverprofiel (holle, glooiende of beschoeide oever, of normprofiel).	
	Structuurvariatie bemonsterde traject. Breedte, diepte en lengte bemonsterde afstand (m). Methodiek bemonstering (elektrovisserij: boot, elektrovisserij: hand, schepnet).	

## 6 Integratie in het toekomstige referentiemeetnet

### 6.1 Mogelijke knelpunten

Het loont de moeite om te verkennen in hoeverre een HR-meetnet voor vissoorten kan meeliftten met het referentiemeetnet. Niet alle vereisten en wensen zijn even cruciaal voor een goede indicatie van de toestand van de HR soorten en de evolutie ervan. **We moeten telkens afwegen of de informatiewinst opweegt tegen de praktische gevolgen.** De bepaling van de absolute populatiegrootte is waardevol, maar verhoogt de kosten beduidend. Ondanks de problemen met populatie-indices en de moeilijkheid om de waarnemingen te standaardiseren, zullen we misschien toch gedwongen zijn om de monitoring van de HR soorten te integreren in het referentiemeetnet. Een voordeel is dat bij een gecombineerde aanpak alle metingen en achtergrondinformatie van het referentiemeetnet beschikbaar komen voor de analyse en interpretatie van de visgegevens. Voor de afweging zullen we de mogelijke knelpunten van deze strategie overlopen en zoeken naar mogelijke oplossingen. De eerste twee knelpunten gaan over de steekproeftrekking, de drie volgende over de bemonstering.

#### 6.1.1 Kwaliteit van het steekproefkader

Een eerste risico is dat we systematisch een deel van de populatie missen. Als het verspreidingsgebied (areaal) van een HR soort niet (voldoende) samenvalt met het steekproefkader van het referentiemeetnet, dan moeten we een aanvullende steekproeftrekking overwegen.

De overeenstemming met het verspreidingsgebied van een HR soort kunnen we inschatten door de habitatvereisten ervan te vergelijken met de karakteristieken van het steekproefkader voor de KRW. Meer empirisch kunnen we beoordelen in hoeverre de vindplaatsen buiten het referentiemeetnet (bijvoorbeeld losse waarnemingen uit studies en/of door vrijwilligers) wezenlijk verschillen van de kenmerken van het meetnet.

Indien hieruit blijkt dat de kenmerken van beide gebieden (wezenlijk) verschillen en/of dat de kenmerken wel gelijk zijn, maar de antropogene drukken anders, dan moeten we het steekproefkader verruimen. De meest eenvoudige aanpak (bijvoorbeeld om mee te starten) is te werken met een steekproef uit de bekende vindplaatsen. Een betere, maar wellicht veel duurder aanpak is het potentieel verspreidingsgebied af te bakenen op basis van kanskaarten en hieruit een steekproef te trekken.

#### 6.1.2 Areaal en talrijkheid van een soort

Een andere belangrijke factor is het areaal en/of de talrijkheid van een soort. Als een soort slechts in een beperkt gebied voorkomt en/of weinig talrijk is, dan zal de steekproef voor de KRW te weinig meetlocaties bevatten en zal een verdichting van de steekproef noodzakelijk zijn in functie van de verspreidingskarakteristieken van de soort. Tabel 11 geeft een eerste inschatting in hoeverre er potentieel voldoende gegevens voorhanden zijn binnen het referentiemeetnet. Hieruit blijkt dat een verdichting nodig is voor barbeel die alleen in het Maasdistrict voorkomt, maar wellicht niet voor bittervoorn die gespreid over Vlaanderen voorkomt.

Tabel 11 laat niet toe te beoordelen of en in hoeverre het steekproefkader van het zoetwatermeetnet overeenstemt met het potentiële leefgebied van de soort en of het steekproefkader aangepast moet worden (het vorige punt). Voor de meest zeldzame soorten (grote modderkruiper) zal een kanssteekproef wellicht te weinig efficiënt zijn en zal de rapportage

eerder moeten komen uit een compilatie van specifieke studies, uit soortbeschermingsplannen en/of uit anekdotische gegevens.

### 6.1.3 Bemonsteringsstrategie

Voor de HR willen we precies weten of een *bepaalde* soort ja dan nee effectief voorkomt en hoe talrijk deze soort is, liefst in absolute termen. Vaak zijn HR soorten ook zeldzaam en (daarom) moeilijk waarneembaar. Voor de KRW zijn vissoorten op zich niet van belang, maar wel de ecologische kenmerken en de relatieve abundantie van deze kenmerken om de ecologische toestand te beoordelen via de visindex. Anderzijds vragen de voor de KRW ontwikkelde indices wel om uitspraken over de totale visfauna, daar waar de HR-lijn voor Vlaanderen informatie vraagt over "slechts" elf vis- en rondbeksoorten.

Voor de KRW volstaat bijgevolg een goede spiegel van de *levensgemeenschap* (soort als **middel** om de ecologische kwaliteit te evalueren), terwijl voor de HR het om een goede opvolging van *de soorten zelf* gaat (soort als **doel** om de toestand en trend ervan te evalueren). Als gevolg hiervan kan de bemonsteringsmethodiek voor de HR sterk verschillen van de KRW, bijvoorbeeld wanneer bepaalde soorten moeilijk te vangen zijn. Hiervoor is een intensievere bemonstering wenselijk (bijvoorbeeld depletie) en kunnen meerdere afvissingen nodig zijn om variaties van dag tot dag of seizoensgebonden effecten te ondervangen.

### 6.1.4 Waarnemingsseizoen

Gelijktijdige monitoring van meerdere soorten is bovendien alleen mogelijk wanneer de habitat, waarnemingsseizoen en waarnemingsperiode voor de soorten overeenkomen (Spikmans et al., 2011). Voor de meeste soorten, is de beste bemonsteringsperiode de late zomer en het najaar. Op dat ogenblik zijn de larven voldoende ontwikkeld en kan de leeftijdspiramide (leeftijdsstructuur) voldoende betrouwbaar bepaald worden. Ook is de schade aan de levensgemeenschap beperkter aangezien larven vaak een elektrische afvissing niet overleven. Bij de opstelling van de vangstkalender zou hier in de mate van het mogelijke aandacht moeten aan besteed worden.

### 6.1.5 Bemonsteringsinspanning

Sommige soorten hebben een verborgen leefwijze in de bedding van een rivier of beek (kleine en grote modderkruiper) of zijn vooral 's nachts actief (rivierdonderpad, kleine en grote modderkruiper). Om deze knelpunten op te vangen, kan een extra bemonsteringsinspanning noodzakelijk zijn zoals blijkt uit een studie over de bemonstering van zeldzaam geachte korstmossen in Estland (Löhmus & Löhmus, 2009) waarbij de onderzoekers vaststelden dat voor bepaalde soorten de bemonsteringsduur heel kritiek is. Onder een bepaalde drempelwaarde is het niet meer mogelijk om de aanwezigheid van de soort betrouwbaar vast te stellen. Indien dat het geval is, volstaat een algemene aanpak zoals in de KRW niet.

## 6.2 De zoetwatervissen

Uit Tabel 11 (globaal overzicht van het aantal vindplaatsen in het zoetwatervismetnet) aangevuld met Figuur 30 (overzicht van de vindplaatsen van de HR soorten in het zoetwatervismetnet) en de ecologische kenmerken van de soorten (samengevat in

Tabel 12) kunnen we (voorlopig) het volgende besluiten:

- **Bittervoorn** heeft een ruim verspreidingsgebied en komt algemeen voor in het gebied gedekt door het zoetwatervismetnet. Daarom kan de soort meeliften met de KRW-rapportage. Ook de bemonstering is goed haalbaar via elektrische afvissing. De

beste periode voor de afvissingen is de late zomer of het najaar. Wel moeten we nog uitzoeken in hoeverre de meetplaatsen representatief zijn voor het verspreidingsgebied. Zoals in een projectcontext vastgesteld komt ook veel bittervoorn voor in vijvers en plassen die niet in het referentiemeetnet opgenomen zijn.

- Voor **grote modderkruiper** (N = 7), **beekdonderpad** (N = 10) en **barbeel** (N = 21) zijn er te weinig meetpunten aanwezig in het zoetwatervismetnet. Het huidige verspreidingsgebied van deze soorten is heel beperkt. Hier is een monitoring in een projectcontext het meest aangewezen (bijvoorbeeld in de context van soortbeschermingsplannen). Barbeel kan gemakkelijk met elektrovisserij gevangen worden, maar voor grote modderkruiper (verborgen leefwijze en nacht-actief) is wellicht een intensievere bemonsteringstechniek (bijvoorbeeld op basis van depletie) aangewezen.
- **Rivierdonderpad** (N = 65), **beekprik** (N = 53) en **kleine modderkruiper** (N = 70) vormen een tussencategorie. Indien het verspreidingsgebied voldoende overeenstemt met het steekproefkader voor de KRW, volstaat een aan elke soort aangepaste verdichting van de steekproef. Voor rivierdonderpad (nacht-actief en verborgen levenswijze) en kleine modderkruiper (verborgen in de bedding) is wellicht een meer intensieve bemonstering nodig. Voor beekprik is dat niet het geval.

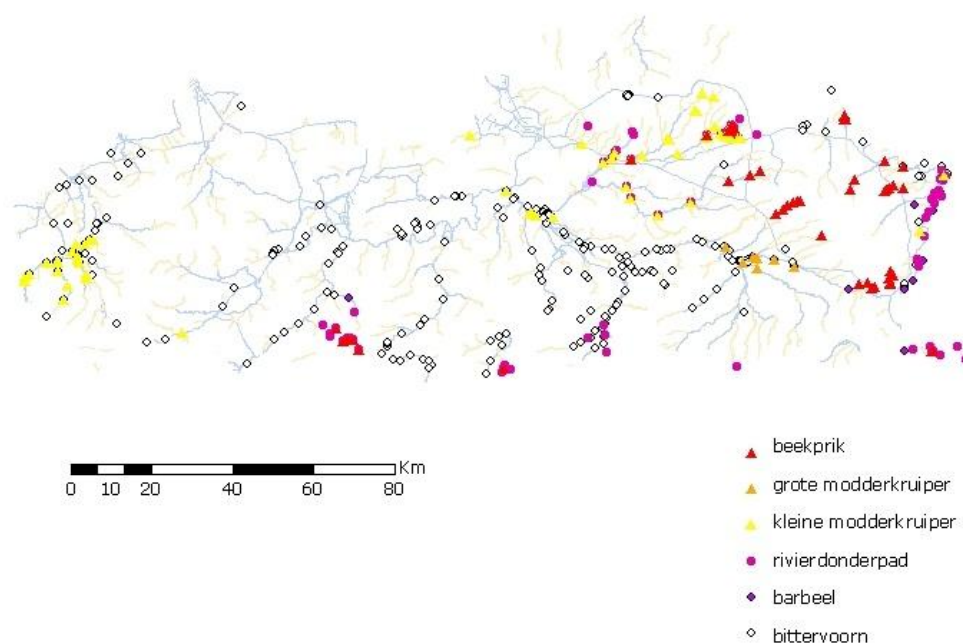
Tabel 11: Aantal vindplaatsen (in verschillende WL) in het zoetwatervismetnet per HR soort per gebied. VWL = Vlaams waterlichaam, EWL = eerste orde waterlichaam. Zeeprik, rivierprik, fint en zalm komen niet voor in het zoetwatervismetnet, maar worden sporadisch gevangen tijdens projecten (o.a. in Zeeschelde).

HR soort	Totaal	VWL		EWL		HR gebied	
		# vindplaatsen	# verschillend	# vindplaatsen	# verschillend	# vindplaatsen	# verschillend
<b>ZOETWATERVISSEN</b>							
Beek/rivierdonderpad	<b>75</b>	28	13	24	12	41	8
Beekprik	<b>53</b>	6	5	26	9	48	12
Bittervoorn	<b>269</b>	156	71	21	15	89	16
Kleine modderkruiper	<b>70</b>	35	16	22	10	25	7
Grote modderkruiper	<b>7</b>	5	5	0	0	2	1
Barbeel	<b>21</b>	19	7	1	1	9	2
<b>DIADROME VISSEN (migratoren)</b>							
Rivierprik	<b>26</b>	24	12	0	0	12	3
Fint	<b>7</b>	7	2	0	0	5	1



Tabel 12: Toetsingscriteria: overeenstemming leefgebied met steekproefkader, verspreiding over Vlaanderen (lokale verdichting steekproefkader nodig?), bemonsteringsinspanning en bemonsteringsperiode.

HR soort		Leefgebied	Verspreiding	Bemonsterings-	Bemonsteringsperiode
<b>ZOETWATERVISSSEN</b>					
Beekdonderpad	<b>±10</b>	Snelstromende beken	Beperkt (Maas)	Nachtelijk, geen zwemblaas	Voorjaar/najaar (jaar rond)
Beek/rivierdonderpad	<b>±65</b>	Beken, rivieren	Algemener (Schelde)	Nachtelijk, geen zwemblaas	Voorjaar/najaar (jaar rond)
Beekprik	<b>53</b>	Kleine zijrivieren & beken	Beperkt	+	Late zomer
Bittervoorn	<b>269</b>	???	Wijdverspreid	+	Late zomer
Kleine modderkruiper	<b>70</b>	Stilstaand & traag stromend	Vrij algemeen	Verborgen, nacht-actief	Late zomer
Grote modderkruiper	<b>7</b>	Plassen, vijvers, sloten, kanalen	Heel beperkt	Verborgen, nacht-actief	Late zomer
Barbeel	<b>21</b>	Typische rivier-vis	Beperkt (Maas)	+	???
<b>DIADROME VISSSEN (migratoren)</b>					
Rivierprik	<b>26</b>				
Fint	<b>7</b>				



Figuur 30: Overzicht van de vangstplaatsen van alle HR vissoorten (rivierdonderpad verwijst ook naar beekdonderpad). (Gerlinde Van Thuyne, september 2011).

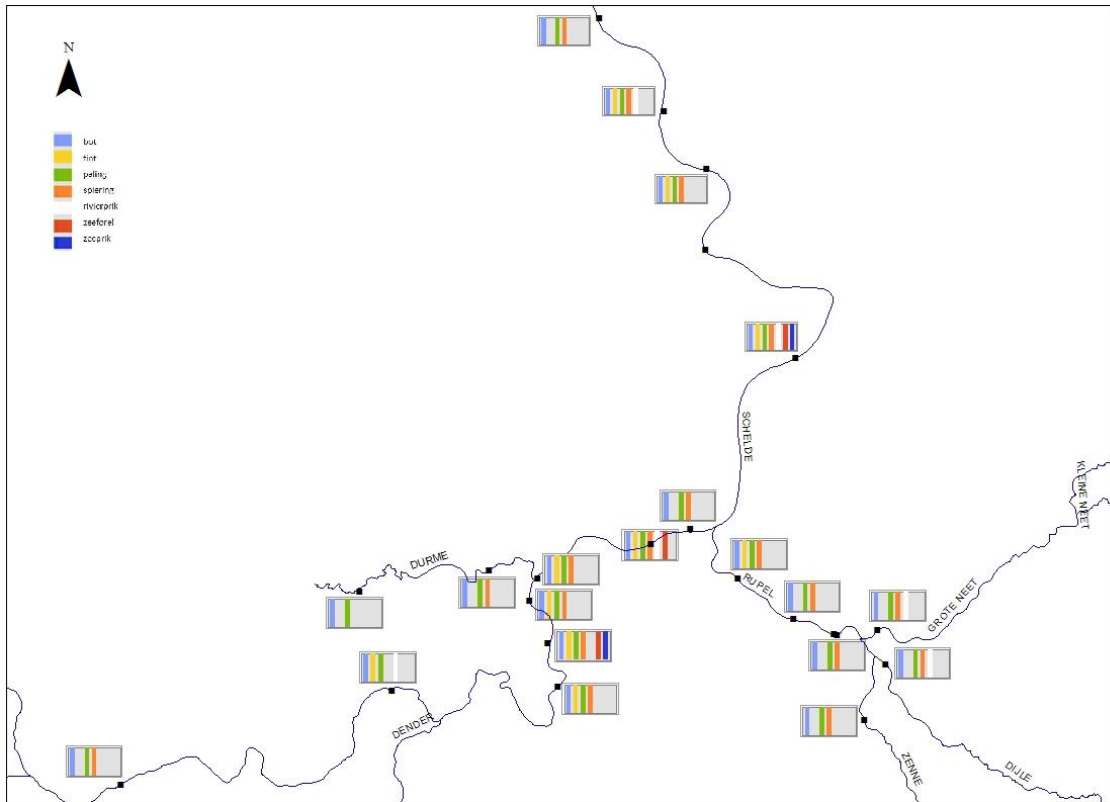
### 6.3 Verspreiding van diadrome vissoorten in het Scheldedistrict

Door hun beperkte areaal vereist de opvolging van diadrome soorten een monitoring op projectniveau. Ook een mix aan methoden is nodig om een volledig beeld te verkrijgen. Ankerkuil vangt vooral spiering en fint. Fuiken op het slik vangen vooral diadrome platvissen en paling en fuiken aan sluizen vangen goed rivierprik.

Momenteel zijn er gegevens beschikbaar uit vijf bronnen: (1) het reguliere zoetwatervismeetnet, (2) een vrijwilligersmeetnet op negen meetplaatsen met een hoge temporele resolutie (van dagelijks tot maandelijks); (3) een lange termijn tijdsreeks sinds 1992 bij de kerncentrale van Doel, (4) de opvolging van paaimigratie met subtidale fuiken onder de stuwen en (5) de recent opgestarte ankerkuilmonitoring langsheen de zout-zoetgradiënt van het Schelde-estuarium.

Figuur 31 geeft een beeld van de voornaamste vindplaatsen van de diadrome vissoorten zoals gekend in 2009 (Stevens et al., 2009). De anadrome soorten in het Schelde-estuarium zijn voornamelijk gerelateerd aan paaimigratie in de winter en het voorjaar. Adulte rivierprik, spiering, fint en de migrerende vorm van driedoornige stekelbaars trekken dan het estuarium binnen om zich voort te planten. Voor rivierprik zijn er sterke aanwijzingen dat de soort zich voortplant in de Schelde, maar de voortplantingslocaties en opgroeihabitaten zijn nog niet gevonden. Hetzelfde geldt voor spiering en fint.

De hoofdmigratieroute van de anadrome soorten is de Bovenschelde/Leie. Langs de Rupel werden tijdens het onderzoek van Stevens et al. (2009) bijna geen anadrome soorten gevangen. Door de ingebruikname van het waterzuiveringsstation van Brussel-Noord (maart 2007) is de waterkwaliteit in de Rupel sterk verbeterd. Voorlopig lijken enkel paling en bot te profiteren van de stijging van het zuurstofgehalte. Sedert 2011 zwemt spiering tot in de getijde Dijle en Nete (Breine & Van Thuyne, 2012b). In de Beneden Nete en Dijle werd er in het najaar van 2011 rivierprik gevangen. In de Zenne werd er naast spiering ook bot en paling gevangen (Breine & Van Thuyne, 2012a). In de Rupel en Durme ving we in 2011 en 2012 naast paling ook spiering en bot.



Figuur 31: Verspreiding van de diadrome vissoorten in de Zeeschelde (Jan Breine, december 2012).

## 7 Enkele conclusies en aanbevelingen

Het project had als doel te verkennen hoe we met een bijsturing van het referentiemeetnet de staat van instandhouding van de HR vissoorten beter kunnen opvolgen. Hierbij gaven we geen pasklare antwoorden, maar beoogden we vooral een overzicht te geven van de voornaamste aandachtspunten en potentiële scenario's die we in overweging moeten nemen om een gedegen meetnet uit te bouwen. Toch kunnen we hier een aantal conclusies en/of aanbevelingen naar voor schuiven.

### 7.1 Het steekproefkader

Ten gronde lagen er twee scenario's open: ofwel integreren we zo goed en zo kwaad mogelijk de noodzakelijke metingen in het toekomstig referentiemeetnet met eventuele aanvullende verdichting, ofwel gaan we voor aparte meetnetten per soort (of voor enkele prioritaire soorten om de kosten te drukken). Bij een geïntegreerd meetnet zullen de gegevens beperkter zijn dan zelfstandige meetnetten, maar een consistente rapportering zal wel mogelijk zijn; we kunnen bijvoorbeeld nagaan of op de vindplaatsen de soort vooruit of achteruit gaat, of we kunnen nagaan of het aantal vindplaatsen toeneemt. Maar het steekproefkader van een geïntegreerd meetnet kan vertekend zijn doordat systematisch een aantal habitatten van een soort niet bemonsterd worden.

Ondertussen (Geeraerts & Quataert, 2012) is voor een geïntegreerde aanpak gekozen. In functie van de KRW-typologie is een gestratificeerde steekproef ontworpen die dienst doet als een algemeen referentiemeetnet voor de visfauna in Vlaanderen. In functie van specifieke aanvullende gegevensvragen, zoals voor de Natura 2000 soorten, wordt het meetnet met extra meetpunten uitgebreid. De beslissing is om in eerste instantie alleen voor beekprik, donderpad en kleine modderkruiper het meetnet uit te breiden. In een later stadium kunnen we nog altijd, naarmate het inzicht en de ervaring groeien, voor de overige vissoorten een meer gestructureerd meetnet opzetten.

Het Vlaams referentiemeetnet voor de visfauna omvat alleen meetplaatsen in de zogenoemde Vlaamse en eerste orde waterlichamen. De kleinere, tweede orde waterlichamen behoren niet tot het steekproefkader. Per (prioritaire) vissoort moet dus nagegaan worden of een verdichting van het meetnet nodig is. Dat kan zowel door binnen de grotere als de kleinere waterlichamen extra meetpunten op te nemen in de steekproef uitgaande van gekende vindplaatsen, eventueel aangevuld met locaties (snuffelmeetplaatsen) waar de kans op aanwezigheid van de soort hoog is.

### 7.2 De bemonstering

De bemonstering voor het Vlaams referentiemeetnet voor de visfauna is voldoende intensief om de visindex voor de KRW te bepalen. Maar zoals besproken in secties 2.3 tot 2.5 is de meetinspanning onvoldoende gestandaardiseerd om de aanwezigheid en abundantie nauwkeurig te bepalen. Op de vindplaatsen waar een (prioritaire) HR soort in het verleden aangetroffen werd, bevelen we depletie-metingen aan om zowel de aanwezigheid als de abundantie nauwkeuriger te bepalen. Indien de inspanning hiervoor te hoog is, zou eventueel op een deel van locaties de intensievere bemonstering toegepast kunnen worden.

Ook bevelen we sterk aan om de bruikbaarheid van e-DNA technieken uit te testen. Hoewel nog in volle ontwikkeling, hebben ze een hoog potentieel om op termijn het veldwerk minder

afhankelijk te maken van het moment van de waarneming. Zeker voor het verspreidingsonderzoek kan deze techniek aanvullende gegevens opleveren.

Daarnaast is het dringend nodig om de veldprotocollen op punt te zetten en onderhandelingen te starten met overheidsinstanties (zoals de provincies) of ngo's die ook visgegevens verzamelen met de vraag om dezelfde protocollen te gebruiken. Op die manier zouden ook losse waarnemingen (los van het steekproefopzet) beter bruikbaar zijn om de verspreiding van HR soorten te bepalen.

### **7.3 Aanvullende studies**

De HR-soorten komen meestal in een beperkt areaal voor en ook het aantal vindplaatsen is vrij beperkt. Door deze kleine aantallen is de informatie op basis van aantallen en aan- of afwezigheid vaak te oppervlakkig. Als de aantallen van een kleine populatie plots sterk dalen, is het kwaad al geschied. Daarom zijn aanvullende studies nodig die gedetailleerdere informatie verzamelen over de fitness van de populatie.

Een eerste stap in die richting is een meer systematische opvolging van de literatuur over de HR soorten en die studies bijvoorbeeld op te nemen in een register. Trends gesignaleerd in de buurlanden of in Vlaanderen kunnen gerichtere hypothesen opleveren om de eigen gegevens beter te interpreteren en het veldonderzoek bij te sturen.

Daarnaast zou ook een aanvullende genetisch luik aan de opvolging welkom zijn. Genetische diversiteit is een belangrijke indicator voor de overleving van de soort op langere termijn.

## 8 Bijlage I. Afkortingenlijst

ANB	Agentschap voor Natuur en Bos
bCPUE	Catch per unit effort voor de biomassa
CEN	European Committee for Standardisation
CIS	<i>Common Implementation Strategy</i>
CIW	Coördinatiecommissie Integraal Waterbeleid
CPUE	<i>Catch per unit effort</i>
EC	Europese Commissie ( <i>European Commission</i> )
e-DNA	Environmental DNA
EWL	Eerste orde waterlichaam
HR	(Europese) Habitatrichtlijn
KRW	(Europese) Kaderrichtlijn Water
MPE	Meetpuntequivalent
OVB	Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij
SVI	Staat van instandhouding
V.I.S.	Vis Informatie Systeem
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
VWL	Vlaams waterlichaam
WL	Waterlichaam

## 9 Bijlage II. Nadere informatie over rivier- en beekdonderpad

Conform de structuur in hoofdstuk vijf brengen we hier extra informatie samen over rivier- en beekdonderpad. Beide soorten worden pas heel recent herkend als afzonderlijke taxa en daarom is de literatuur niet altijd even doorzichtig.

### 9.1 Voornaamste literatuurbronnen

Behalve de twee overzichtswerken voor Vlaanderen (Decler, 2007) en Nederland (Janssen et al., 2008), baseerden we ons voornamelijk op Tomlinson & Perrow (2003) en Cowx & Harvey (2003). Aanvullende ecologische informatie vonden we in het *Kennisdocument van de donderpad* (Peters, 2009) en in *Voorkomen en verspreiding van donderpadden in Nederland* (Dorenbosch et al., 2008). Seeuws et al. (1998b) stelden een soortbeschermingsplan op voor rivierdonderpad in Vlaanderen, en Dennis et al. (2003) gaven aanbevelingen voor de bemonstering van rivierdonderpad (en andere Natura 2000 vissoorten) uitgaande van vergelijkende experimenten. Voor Nederland ontwikkelden Spikmans et al. (2011) een strategie om het areaal van enkele vissoorten te bepalen in functie van de HR.

Recent onderzoek van Freyhof et al. (2005) deelt rivierdonderpad *sensu lato* (voorheen *Cottus gobio*) op in acht afzonderlijke soorten. In Vlaanderen en Nederland komen er twee soorten voor: *Cottus perifretum* (rivierdonderpad) en *Cottus rhenanus* (beekdonderpad). Crombaghs et al. (2007) gaan in op de implicaties voor Natura 2000 nu er twee soorten herkend worden. Omdat *Cottus gobio* pas na het in gang treden van de Habitatrictlijn opgesplitst werd, moeten nu beide soorten opgevolgd worden, hoewel alleen beekdonderpad echt bedreigd is.

### 9.2 Ecologische kenmerken

Beide soorten hebben elk een net iets andere ecologische voorkeur. Zoals de naam suggereert, verkiest beekdonderpad eerder snelstromende beekhabitaten en rivierdonderpad eerder habitaten met een lagere stroomsnelheid (Crombaghs et al., 2007). Doordat beide soorten pas recent onderscheiden worden, is nader onderzoek nodig naar eventuele verschilpunten. Onderstaande lijst van ecologische kenmerken is nog ongedifferentieerd naargelang de soort.

Bentische vissoort, nachtelijke levenswijze, sterk territoriaal, verdraagt een breed bereik aan klimaatomstandigheden en hoogten. Donderpad komt voor in waters variërend van op grote hoogte en nutriëntenarme gelegen riviertjes tot nutriëntenrijke laaglandbeken (Crisp et al., 1975; Mann, 1971).

Aangetroffen in stromen en kleine beken met gravel en zandsubstraat en zelden op harde steen of moddersubstraat (Mills & Mann, 1983; Smyly, 1957; Tomlinson & Perrow, 2003), soms ook in ondiepere gedeelten van (grote) meren (rivierdonderpad). Afhankelijk van hard substraat om eieren af te zetten. Dit zou de recente kolonisatie van rivierdonderpad na een dieptepunt in 1960-1970 verklaren (Crombaghs et al., 2007).

Zeer kleine home range (honnkvast). Alleen bij gebrek aan geschikt habitat of bij een verhoogde populatiedichtheid verplaatsen de dieren zich en dan meestal over vrij korte afstanden (Peters, 2009). Downhower et al. (1990) toonden aan dat de actieradius van donderpadden afhankelijk is van de populatiedichtheid: deze varieerde van 4-10 meter bij 1 individu/m<sup>2</sup> tot 12-48 meter bij 0.5 individuen/m<sup>2</sup>. Toch zijn er migratiebewegingen waargenomen waarvan de afstand toenam in de paaiperiode, al bleef die beperkt tot ca. 250 m (Knaepkens et al., 2004).

Korte levenscyclus met grote variaties in groeisnelheid, leeftijd waarop volwassenheid bereikt wordt en levensduur. In laaglandrivieren wordt donderpad adult na één jaar en komen er meestal drie tot vier leeftijdsklassen voor in een populatie (Mills & Mann, 1983; Perrow et al., 1997). In bovenstroomse rivieren wordt donderpad veel later volwassen (drie jaar) en is er langlevend (Crisp et al., 1975; Smyly, 1957).

Volgens Van Liefvering et al. (2005) verkiezen adulte rivierdonderpadden hogere watersnelheden en ruwer substraat. Ondanks de waterdiepte een geringe invloed heeft op de seizoensvariëte van het microhabitatgebruik van adulten, verkiezen juveniele rivierdonderpadden dieper water en grover substraat in de winter terwijl ze in de zomer vaker in ondiep water voorkomen.

### 9.3 Habitatvereisten en bedreigingen

Rivierdonderpad is momenteel niet bedreigd door de sterke uitbreiding tijdens de laatste decennia. Beekdonderpad daarentegen is beperkt tot een gering aantal, sterk geïsoleerde populaties (Janssen et al., 2008). Knaepkens et al. (2004) vonden een positieve relatie tussen populatieomvang en genetische variabiliteit van de donderpad uit verschillende Belgische beken. De leefgebieden van de beschouwde populaties varieerden van 150 meter tot circa 5.5 km beeklengte.

De populatiedichtheid van donderpad varieert sterk. De aanwezigheid van geschikt substraat in de vorm van grond en stenen beïnvloedt de populatiedichtheid positief. Ook Dennis et al. (2003) vonden een heel sterk verband van de abundantie met habitatkenmerken (zie hun Tabel 2: *Bullhead density in various habitats in the Afon Teifi*). Tabel 13 geeft voorbeelden van populatiedichtheden voor donderpad in verschillende wateren.

Tabel 13: Populatiedichtheden van donderpad (naar Peters, 2009).

Watertype (referenties)	Aantal individuen
(Crisp & Mann, 1974; Welton et al., 1983; Williams & Harcup, 1986)	10-100/100 m <sup>2</sup>
(Spiess & Waterstraat, 1991)	50-100/100 m <sup>2</sup>
Zandbeek: laaglandbeek Duitsland, ionenrijk (Waterstraat, 1990; 1992)	Lokaal 500 (grindbanken)/100 m <sup>2</sup>
Voedselarm, ionen arm water (Waterstraat, 1990; 1992)	≤ 60/100 m <sup>2</sup>
Zeer voedselrijk Zuid-Engeland & Zuid-Zweden (Andreasson, 1971; Mann, 1971)	10-30/100 m <sup>2</sup>
Zwitserse rivier, voedselarm, plaatselijk zeer voedselrijk (Uttinger et al., 1998)	≤ 500 adulten/100 m <sup>2</sup>
	2500-7500 larven begin zomer/100 m <sup>2</sup>
	121-444/100 m <sup>2</sup>
Rivieren, zand/grindbeken, relatief voedselrijk (Dorenbosch et al., 2008)	Rivierdonderpad: 17/50 m beeklengte
In grindbeken, relatief voedselarm (Dorenbosch et al., 2008)	Beekdonderpad: 33/50 m beeklengte

Habitatvereisten zoals voorgesteld door Steinmann et al. (2006a) en Peters (2009) worden hieronder kort opgesomd. Criteria voor het beoordelen van de habitatkwaliteit van donderpad worden o.a. gevonden in het soortherstelplan rivierdonderpad/beekdonderpad (Seeuws et al., 1998b; 1999a) en het onderzoek van Van Liefvering et al. (2005) naar microhabitatgebruik en voorkeuren van rivierdonderpad.

#### HABITATKwaliteit

**Bodemsubstraat:** sterk afhankelijk van beschutting voor voortplanting, opgroeimogelijkheden en voedselvoorziening. Deze beschutting dient tevens als nest of schuilmogelijkheid. De geschiktheid van de habitat voor donderpaden neemt toe naarmate het percentage beschutting toeneemt (Waterstraat, 1992). Donderpadden vereisen een gevarieerde structuur van de waterbodem en oevers: structuurrijke stroken met delen van grof substraat, en delen met fijn substraat en afwisseling tussen stroomkuilen patroon. Het stenig substraat in (Vlaamse) rivieren is tegenwoordig meestal van antropogene oorsprong en concentreert zich vaak rond bruggen (puin gestort om de fundamenteen ervan te stabiliseren). Het natuurlijke stenig substraat ligt diep onder een sliblaag. Daarnaast kan een rechtgetrokken stuk met uitgesleten oeververdediging verrassend veel geschikte schuilplaatsen bieden.

**Watertemperatuur:** sterke voorkeur voor lagere watertemperaturen. Volgens Kainz & Gollmann (1989) zijn wateren met een maximum temperatuur van 14 tot 16°C zeer geschikt en worden donderpadden niet aangetroffen in wateren met een maximum temperatuur van 18°C.

**Zuurstofgehalte:** zuurstofverzadigingspercentages tussen 90 en 120% (Gaumert, 1986). De meeste donderpadden (> 50%) kwamen voor bij een zuurstofpercentage van 100-110%. De ondergrens van het zuurstofgehalte is niet bekend. Omdat rivierdonderpad, in tegenstelling tot beekdonderpad, ook in stilstaand water voorkomt, kan hij mogelijk lagere zuurstofgehalten beter verdragen dan beekdonderpad. Hier gebeurde geen onderzoek naar (Peters, 2009).

**pH:** pH van ca. 5.8-9 is geschikt (Peters, 2009).



**Schaduw:** donderpadden worden vooral aangetroffen op plaatsen met meer dan 20% beschaduwing. Aangezien de donderpad voornamelijk 's nachts actief is, is het vermijden van plaatsen die door direct zonlicht worden beschenen, een logische gedragswijze (Peters, 2009).

**Stroomsnelheden:** een brede range van stroomsnelheden. In stromende beken met een gevarieerd aanbod aan substraat heeft donderpad voorkeur voor plaatsen met lagere stroomsnelheden en ontbreekt hij op plaatsen met een hoge stroomsnelheid (Peters, 2009). Van Liefvering et al. (2005) vonden bij onderzoek in de Voer dat het optimum voor juveniele vis ligt bij stroomsnelheden van 0.08-0.50 m/s, terwijl de volwassen vis zijn optimum heeft bij lagere stroomsnelheden (0.09-0.37 m/s). Knaepkens et al. (2002) vonden de grootste dichtheid aan donderpadden in het gereguleerde laaglandriviertje de Witte Nete op plaatsen waar het water juist het snelste stroomt (0.3-0.6 m/s). Hier was de stroomsnelheid echter niet bepalend, maar de op die plaatsen aangebrachte steenbestorting rond brugpijlers. Blijkbaar is het voorkomen van geschikt substraat en geschikte schuilgelegenheid belangrijker dan de stroomsnelheid en neemt hij bij gebrek aan alternatieven de hogere stroomsnelheden voor lief. Tabel 14 geeft een overzicht van de verdeling van donderpadden in relatie tot stroomsnelheden.

**Waterdiepte:** een brede range van zeer ondiep water tot minimaal 20 meter. De diepte waarop donderpad voorkomt hangt vooral af van het type water, de watertemperatuur, substraattype en voedselaanbod. Volwassen dieren vertonen een bredere range dan de jonge donderpadden (Peters, 2009).

Tabel 14: Verdeling donderpadden in relatie tot stroomsnelheden (Gaudin & Caillere, 1990; Peters, 2009).

Stroomsnelheid	Waargenomen donderpadden (N = 197)
0-3 cm/s	48%
3-10 cm/s	33%
10-20 cm/s	11%
20-30 cm/s	3%
30-40 cm/s	4%
> 40 cm/s	1%

## BELEMMERINGEN/BEDREIGINGEN

**Migratieknelpunten:** Donderpad is een benthische soort en verplaatst zich over de bodem. Vistrappen met overlagen van 18-20 cm hoogte (Utzinger et al., 1998) vormen een obstakel. Bij vistrappen met lagere overlagen (10-20 cm) vormen hoge stroomsnelheden een probleem (Knaepkens et al., 2006). Hoe kleiner de populatie, hoe lager de genetische diversiteit (Knaepkens, 2004).

**Antropogene materialen/sediment aanvoer** (vaak de enige schuilplaatsen aanwezig in de waterloop).

**Waterbouwwerken en onderhoudsmaatregelen:** Rivierdonderpadden zijn heel gevoelig voor waterverontreiniging en veranderingen in de fysische omgeving van waterlopen. Beekregulaties en ruiming zijn nefast voor de soort. Ook sedimentatie in de waterlopen door slib en leem dat afspoelt van de akkers is problematisch (Decler, 2007).

## 9.4 Voorkomen en verspreiding

Fylogeografisch onderzoek (Volckaert et al., 2002) in Vlaanderen vond *Cottus perifretum* in het Scheldebekken en *Cottus rhenanus* in de zijrivieren van het Maasbekken. Microsatelliet onderzoek (Horemans, 2006) bevestigde de aanwezigheid van twee genetisch duidelijk gescheiden groepen. Het Vis Informatie Systeem ([V.I.S.](#)) maakt evenwel nog geen onderscheid tussen beide soorten.

### Cottus rhenanus (beekdonderpad)

Recent onderzoek in Nederland wijst uit dat *Cottus rhenanus* de Maas en een aantal zijbeken heeft gekoloniseerd en dat deze populatie in stroomopwaartse richting uitbreidt (Crombaghs et al., 2007). Onderzoek aan de Belgische kant van de Maas ontbreekt nog zodat enige voorzichtigheid met betrekking tot de soortstatus van de populaties van rivierdonderpad in de Maas en de onmiddellijk aangrenzende beken gepast is (naar De Gelas et al., 2008). De situatie is waarschijnlijk vergelijkbaar met deze op de Nederlandse oever.

### Cottus perifretum (rivierdonderpad)

*Cottus perifretum* komt in Vlaanderen voor in een aantal beken en rivieren van het Scheldebekken (o.a. Desselse Nete, Dijle, Dorpbronbeek, Grote Nete, IJsse, Kapittelbeek, Kleine Wilboerebeek, Kleine Nete, Krombeek, Molenbeek, Rilroheidebeek, Sassegembeek, Tappel-

beek, Verrebeek, Voorste Nete, Witte Nete, Zwalmbeek, Zwanebeek, Zwarte Nete, ...). De soort komt niet voor in de provincie West-Vlaanderen. De huidige populaties bestaan echter uit een relatief klein aantal individuen en de populaties komen gefragmenteerd voor. Dit wil zeggen dat de populaties ofwel geografisch zeer ver van elkaar liggen zonder dat er in de tussenliggende waterlopen populaties te vinden zijn en/of dat er een groot aantal migratieknelpunten voorkomt tussen de populaties. De laatste jaren wordt er wel een licht demografisch herstel waargenomen van de rivierdonderpadpopulaties, vooral in het Netebekken (Grote en Kleine Nete).

### Cottus gobio

In de Steenputbeek (Hallerbos) komt een populatie van *Cottus gobio* voor, vermoedelijk afkomstig uit Centraal-Europa en samen met beekforel geïntroduceerd (Volckaert et al., 2002).

## 9.5 Bemonstering

Morfologisch zijn rivierdonderpad en beekdonderpad moeilijk uit elkaar te houden. Peters (Peters, 2009) geeft een overzicht van kenmerken en Dorenbosch et al. (2008) beschrijven veldkenmerken. Hierbij is de aanwezigheid van stekeltjes op de huid aan de zijkant en bovenkant van het lichaam een relatief betrouwbaar determinatiekenmerk (Figuur 32).

De laterale zijde van rivierdonderpad < 6 cm is geheel bedekt met kleine stekeltjes. Hoewel de meeste rivierdonderpadden > 6 cm ook bedekt zijn met deze stekeltjes, kan de huid helemaal glad zijn. De laterale zijde van beekdonderpad < 6 cm is glad, en de kleine stekeltjes zijn alleen aanwezig onder de borstvinnen of zelfs volledig afwezig. Beekdonderpadden > 6 cm zijn altijd glad, of hebben ten hoogste enkele stekeltjes onder de borstvin (Crombaghs et al., 2007).

Bij rivierdonderpad zijn stekeltjes afwezig bij een deel van de dieren > 6 cm (totale lichaamslengte). De reden hiervoor is onbekend. Om een populatie donderpadden goed te determineren zijn daarom meerdere individuen met een lengte kleiner dan 6 cm noodzakelijk, bij voorkeur meer dan 20 dieren. De aan- of afwezigheid van stekeltjes kan alleen beoordeeld worden door individuen vanuit de hand te onderzoeken, bij voorkeur door een ervaren waarnemer met een duidelijk referentiekader. Uitsluitel over de soort kan verkregen worden door een genetische analyse op basis van microsatellieten of SNP merkers (Dorenbosch et al., 2008).



Figuur 32: Dorsaal aanzicht (Dorenbosch et al., 2008) van rivierdonderpad (links) en beekdonderpad (rechts).

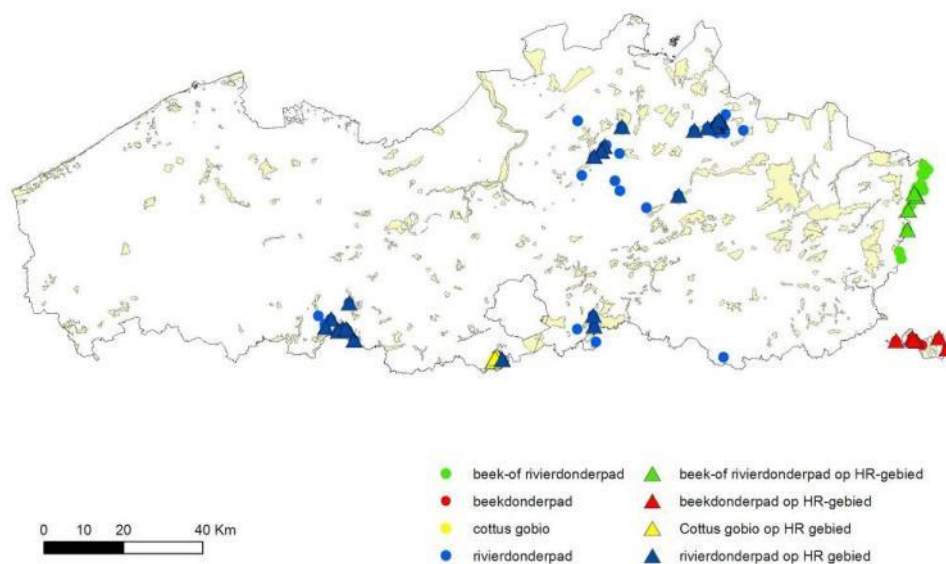
In rivieren, kanalen en meren wordt donderpad goed met elektrovisserij bemonsterd. Dennis et al. (2003) toonden aan dat afzetnetten niet noodzakelijk zijn want ze vonden geen significant verschil tussen aantallen gevangen met of zonder. Vermoedelijk heeft de in de bodem verdoken, weinig mobiele levenswijze van donderpad hiermee te maken.

Wel moeten we rekening houden met de nachtelijke levenswijze. Bij bemonsteringen overdag kan de aanwezigheid van donderpad gemakkelijk onderschat worden. Een ander knelpunt is de afwezigheid van een zwemblaas waardoor – bij verdoving – de dieren niet komen bovendrijven. Een beperkt doorzicht is daarom ook een complicerende factor voor de bepaling van de abundantie van donderpad (Knaepkens, 2004).

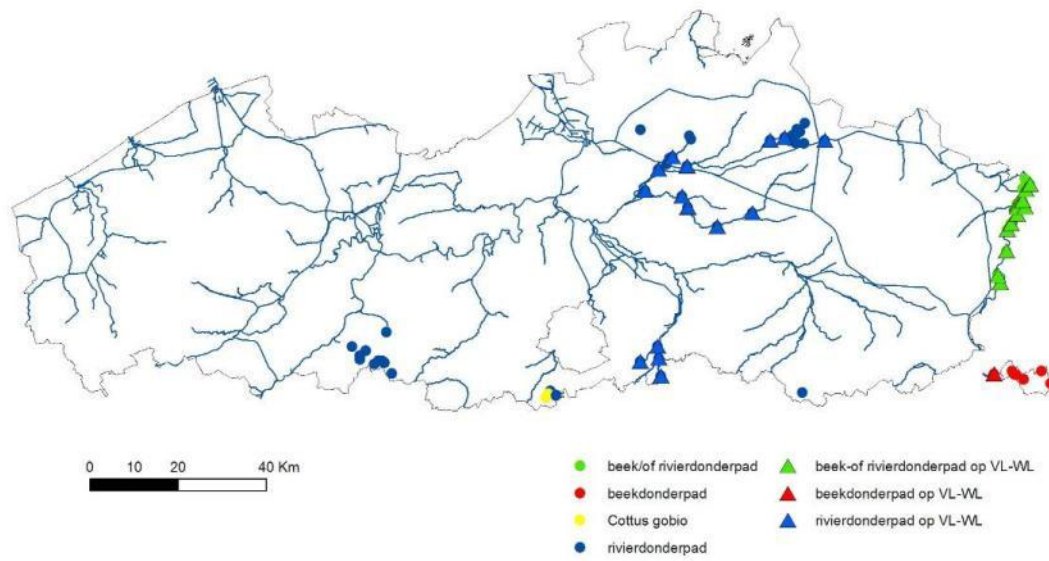
Op kleine schaal (beek) kunnen donderpadden met een eenvoudig schepnet gevangen worden door het oplichten van stenen. Spikmans et al. (2011) stellen een methode voor met behulp van een schepnet zodat vrijwilligers kunnen ingeschakeld worden om het areaal van de soort te bepalen.

## 9.6 Beschikbare gegevens

In het huidige zoetwatervismetnet wordt donderpad (nog geen differentiatie tussen beide soorten) aangetroffen op 75 vangstplaatsen waarvan er 41 in HR gebieden liggen, verspreid over acht verschillende HR gebieden (Figuur 6). 28 locaties liggen op Vlaamse waterlichamen, verdeeld over 13 VWL (Figuur 7); 24 locaties liggen verspreid over 12 verschillende eerste orde waterlichamen. Negen locaties liggen zowel in HR gebied als op een Vlaams waterlichaam. Daarnaast zijn er recente meldingen uit de Terkleppebeek (CPUE), de Molenbeek-Bollaak (aan/afwezigheid) en de Tappelbeek (depletie zonder gebruik afzetnetten).



Figuur 33: Vindplaatsen donderpad op HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011). Onderscheid tussen de soorten op basis van fylogeografisch onderzoek (dus geen determinatie, maar op basis van locatie).



Figuur 34: Vindplaatsen donderpad in KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011). Onderscheid tussen de soorten op basis van fylogeografisch onderzoek (dus geen determinatie, maar op basis van locatie).

## Lijst van figuren

Figuur 1: Toename van de totale trefkans in functie van het aantal bemonsterde trajecten of het aantal bezoeken. De curve start bij de trefkans bij een eenmalige doortocht (aantal bemonsterde trajecten = 1). Voor een trefkans van $\frac{3}{4}$ bij één doortocht (hoogste curve) is de trefkans 95% na twee trajecten, terwijl voor een trefkans van $\frac{1}{10}$ bij één doortocht (laagste curve) is de totale trefkans net geen 80% na 15 trajecten.....	27
Figuur 2: Voorstel van een 6-jaarlijkse cyclus om de meetlast te verlichten en de steekproef te vergoten.....	36
Figuur 3: Habitatgeschiktheidskaarten (Schneiders et al., 2009). Stroomminnende soorten (Huet-zonaties: barbeel, forel, vlagzalm). .....	38
Figuur 4: Habitatgeschiktheidskaarten (Schneiders et al., 2009). Soorten van stilstaand tot traag stromend water (Huet-zone: brasem). .....	38
Figuur 5: Verspreiding van <i>Cottus gobio</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008h). .....	48
Figuur 6: Vindplaatsen rivier- en beekdonderpad in HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011). .....	49
Figuur 7: Vindplaatsen rivier/beekdonderpad op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011). .....	49
Figuur 8: Verspreiding van <i>Lampetra planeri</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008a). .....	51
Figuur 9: Vindplaatsen beekprik in HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011). .....	52
Figuur 10: Vindplaatsen beekprik op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011). .....	52
Figuur 11: Verspreiding van <i>Rhodeus sericeus</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008e). .....	54
Figuur 12: Vindplaatsen bittervoorn in HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	55
Figuur 13: Vindplaatsen bittervoorn op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	55
Figuur 14: Verspreiding van <i>Misgurnus fossilis</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008f). .....	58
Figuur 15: Vindplaatsen grote modderkruiper op HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	59
Figuur 16: Vindplaatsen grote modderkruiper op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	59
Figuur 17: Verspreiding van <i>Cobitis taenia</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008g). .....	61
Figuur 18: Vindplaatsen kleine modderkruiper op HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	62
Figuur 19: Vindplaatsen kleine modderkruiper op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	62
Figuur 20: Verspreiding van <i>Barbus barbus</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008i). .....	64
Figuur 21: Vindplaatsen barbeel op HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	65
Figuur 22: Vindplaatsen barbeel op KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	65
Figuur 23: Verspreiding van <i>Lampetra fluviatilis</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008b). .....	67
Figuur 24: Vindplaatsen rivierprik in Vlaanderen (Gerlinde Van Thuyne, december 2012). .....	68
Figuur 25: Levenscyclus van fint ( <i>A. fallax</i> ). De voortplanting gebeurt in zoetwater, maar kan zowel in de getijdenzone als in de rivier plaatsvinden. De juveniele finten drijven geleidelijk af naar het estuarium waar ze opgroeien en in het najaar migreren ze naar zee. Volwassen finten leven in zee (Stevens et al., 2011). .....	69
Figuur 26: Verspreiding van <i>Alosa falax</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008c). .....	70
Figuur 27: Vindplaatsen van fint in Vlaanderen (Gerlinde Van Thuyne, december 2012). .....	71
Figuur 28: Verspreiding van <i>Salmo salar</i> in de Belgisch Atlantische regio (Simoens & Van Thuyne, 2008d). .....	73
Figuur 29: Vindplaatsen van zalm in Vlaanderen (Gerlinde Van Thuyne, december 2012). .....	74
Figuur 30: Overzicht van de vangstplaatsen van alle HR vissoorten (rivierdonderpad verwijst ook naar beekdonderpad). (Gerlinde Van Thuyne, september 2011). .....	85
Figuur 31: Verspreiding van de diadrome vissoorten in de Zeeschelde (Jan Breine, december 2012). .....	87
Figuur 32: Dorsaal aanzicht (Dorenbosch et al., 2008) van rivierdonderpad (links) en beekdonderpad (rechts). .....	94
Figuur 33: Vindplaatsen donderpad op HR gebied (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011). Onderscheid tussen de soorten op basis van fylogeografisch onderzoek (dus geen determinatie, maar op basis van locatie). .....	95
Figuur 34: Vindplaatsen donderpad in KRW waterlichamen (Gerlinde Van Thuyne, juli 2011). Onderscheid tussen de soorten op basis van fylogeografisch onderzoek (dus geen determinatie, maar op basis van locatie). .....	96

## Lijst van tabellen

Tabel 1: Voorstel voor een lijst met achtergrondvariabelen (Cowx & Harvey, 2003). .....	42
Tabel 2: Overzicht van de HR vissoorten (bijlagen II, IV en V) van belang in Vlaanderen met hun huidige Rode Lijst status (Verreycken et al., 2012). .....	45
Tabel 3: Milieukwaliteit van wateren met grote modderkuiper (naar van Beek, 2003). Zoals de auteur zelf aanstipt, gaat het om een eerste verkennende studie en zijn de waarden afgeleid uit een vrij beperkt aantal waarnemingen.....	57
Tabel 4: Biomassagegevens van barbeel in diverse Europese rivieren (Ebel, 2003). .....	63
Tabel 5: Diepte, stroomsnelheid, watertemperatuur, zuurstofgehalte en biologisch zuurstofverbruik (BOD of BZV) van enkele barbeelrivieren in Europa. De waarden hebben betrekking op het gehele jaar tenzij anders vermeld wordt (Wijmans, 2007).....	64
Tabel 6: Samenvattende tabel voor monitoring van de abundantie .....	76
Tabel 7: Samenvattende tabel voor de monitoring van de verspreiding. ....	78
Tabel 8: Beoordelingscriteria voor de habitatkwaliteit van donderpad (Adriaens et al., 2008). .....	79
Tabel 9: Samenvattende tabel voor monitoring van de habitatkwaliteit (Adriaens et al., 2008). ....	80
Tabel 10: Samenvattende tabel voor de bemonstering van donderpadden in Nederland (Dorenbosch et al., 2008). .....	81
Tabel 11: Aantal vindplaatsen (in verschillende WL) in het zoetwatervismetnet per HR soort per gebied. VWL = Vlaams waterlichaam, EWL = eerste orde waterlichaam. Zeeprík, rivierprík, fint en zalm komen niet voor in het zoetwatervismetnet, maar worden sporadisch gevangen tijdens projecten (o.a. in Zeeschelde). .....	84
Tabel 12: Toetsingscriteria: overeenstemming leefgebied met steekproefkader, verspreiding over Vlaanderen (lokale verdichting steekproefkader nodig?), bemonsteringsinspanning en bemonsteringsperiode. ....	85
Tabel 13: Populatie-dichtheden van donderpad (naar Peters, 2009). .....	92
Tabel 14: Verdeling donderpadden in relatie tot stroomsnelheden (Gaudin & Caillere, 1990; Peters, 2009). .....	93

## Literatuurlijst

- Adriaens D., Adriaens T., Ameeuw G. (2008). Ontwikkeling van criteria voor de beoordeling van de lokale staat van instandhouding van de Habitatrichtlijnsoorten. Brussel. INBO.R.2008.35. 1-217 p.
- Adriaens D., Westra T., Onkelinx T., Louette G., Bauwens D., Waterinckx M., Quataert P. (2011). Monitoring Natura 2000-soorten: Fase I: Prioritering van de informatiebehoefte. Brussels, Belgium. *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*, INBO.R.2011.27. 1-135 p.
- Adriaenssens V., Goethals P., De Pauw N., Breine J., Simoens I., Belpaire C., Maes J., Ercken D., Ollevier F. (2002). Ontwikkeling van een estuariene visindex in Vlaanderen. *Water* 2:1-13.
- Alabaster J.S., Lloyd R. (1982). *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. London, Boston, etc.: Butterworth Scientific.
- Andreasson S. (1971). Feeding habits of the sculpin (*Cottus gobio* L. Pisces) population. Sweden. 51. 5-30 p.
- Angermeier P.L., Smogor R.A. (1995). Estimating number of species and relative abundance in stream-fish communities: effects of sampling effort and discontinuous spatial distributions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52(5):936-949.
- Applegate V.C. (1950). Natural history of the sea lamprey, *Petromyzon marinus*, in Michigan. Lansing, MI: Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Division.
- Aprahamian M.W., BagliniŠre J.L., Sabati, M.R., Alexandrino P., Thiel R., Aprahamian C.D. (2003). Biology, Status and Conservation of the anadromous Twaite shad, *Alosa fallax fallax*.
- Bagenal T.B. (1979). EIFAC fishing gear intercalibration experiments. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (Rome).
- Baras E. (1992). Étude des strategies d'occupation du temps et de l'espace chez le barbeau fluviatile, *Barbus barbus* (L). *Cahiers* 12:125-442.
- Bart J., Burnham K.P., Dunn E.H., Francis C.M., Ralph C.J. (2004). Goals and strategies for estimating trends in landbird abundance. *Journal of Wildlife Management* 68(3):611-626.
- Bart J., Earnst S. (2002). Double sampling to estimate density and population trends in birds. *The Auk* 119(1):36-45.
- Baumgartner L.J. (2006). Population estimation methods to quantify temporal variation in fish accumulations downstream of a weir. *Fisheries Management and Ecology* 13(6):355-364.
- Belpaire C., Smolders R., Auweele I.V., Ercken D., Breine J., Van Thuyne G., Ollevier F. (2000). An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia* 434(1-3):17-33.
- Bertrand K.N., Gido K.B., Guy C.S. (2006). An Evaluation of Single-Pass versus Multiple-Pass Backpack Electrofishing to Estimate Trends in Species Abundance and Richness in Prairie Streams. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 109(3/4):131-138.
- Bhattacharya C.G. (1967). A simple method of resolution of a distribution into gaussian components. *Biometrics* 23:115-135.
- Billen G., Garnier J., Rousseau V. (2005). Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia* 540(1-3):47-67.
- Bohlin T., Heggberget T.G., Strange C. (1991). Electric fishing for sampling and stock assessment. In: Cowx I.G., Lamarque P. (editors). *Fishing with Electricity: Fishing New Books*. p 112-139.
- Breine J., Goethals P.L.M., Simoens I., Ercken D., Van Liefferinge C., Verhaegen G., Belpaire C., De Pauw N., Meire P., Ollevier F. (2001). De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Eindverslag van project VLINA 9901, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling. Groenendaal. IBW.2003.96. 1-173 p.
- Breine J., Quataert P., Stevens M., Ollevier F., Volckaert F., Van den Bergh E., Maes J. (2010). A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution Bulletin* 60(7):1099-1112.
- Breine J., Simoens I., Goethals P., Quataert P., Ercken D., Van Liefferinge C., Belpaire C. (2004). A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 522:133-148.
- Breine J., Van Thuyne G. (2012a). Visbestandopnames in de getijgebonden Zenne. Viscampagnes 2010-2011. Groenendaal: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R. 2012.34. 19 p.
- Breine J., Van Thuyne G. (2012b). Visbestandopnames in de getijgebonden Dijle en Beneden Nete. Viscampagnes 2010-2011. Groenendaal: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. INBO.R.2012.32. 25 p.
- Buyse D., Coeck J., Maes J. (2008). Potential re-establishment of diadromous fish species in the River Scheldt (Belgium). *Hydrobiologia* 602(1):155-159.
- Buyse D., Martens S., Baeyens R. (2003). Onderzoek naar de migratie van vissen tussen Boven-Zeeschelde en Bovenschelde. Brussel. IN.R.2004.02. 1-94 p.
- Buyse D., Martens S., Baeyens R., Coeck J. (2002). Onderzoek naar de belemmering van vismigratie ter hoogte van het sluisstuwcomplex Merelbeke. Brussel. IN.2006.36. 1-42 p.

- Buyse D., Vlietinck K., Martens S., Baeyens R., Coeck J. (2001). Onderzoek naar vismigratie in de Ringvaart aan de sluis van Evergem. Brussel. IN.R.2003.6. 1-137 p.
- Buyse D., Vlietinck K., Martens S., Baeyens R., Coeck J. (2004). Evaluatie van de migratiebelemmering voor vissen van een sluis-stuwcomplex. Vissennetwerk:1-5.
- Carle F.L., Strub M.R. (1978). A New Method for Estimating Population Size from Removal Data. *Biometrics* 34(4):621-630.
- CEN. (2002). Water Quality - Sampling of fish with electricity.
- Chen M., Wartel S., Eck B., Maldegem D. (2005). Suspended matter in the Scheldt estuary. *Hydrobiologia* 540(1-3):79-104.
- Cochran W.G. (1983). *Sampling Techniques*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Coe R. (2008). Designing ecological and biodiversity sampling strategies. Nairobi, Kenya. Working Paper no. 66. 1-33 p.
- Cowx I.G., Harvey J.P. (2003). Monitoring the Bullhead, *Cottus gobio*. Peterborough. Monitoring Series No. 4. 1-30 p.
- Cowx I.G., Harvey J.P., Noble R.A., Nunn A.D. (2009). Establishing survey and monitoring protocols for the assessment of conservation status of fish populations in river Special Areas of Conservation in the UK. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 19:96-103.
- Crisp D.T. (1993). The environmental requirements of salmon and trout in fresh water. *Fresh Water Forum* 3(3):176-201.
- Crisp D.T., Mann R.H.K., McCormack J.S. (1975). Populations of Fish in River Tees System on "Moor-House-National-Nature-Reserve, Westmorland. *Journal of Fish Biology* 7(5):573-593.
- Crombaghs B., Dorenbosch M., Gubbels R., Kranenbarg J. (2007). Nederlandse Rivierdonderpad uit de Habitatrichtlijn bestaat uit twee soorten. *De Levende Natuur* 108(6):248-251.
- Crombaghs B.H.J.M., Akkermans R.W., Gubbels R.E.M.B., Hoogerwerf G. (2000). Vissen in Limburgse beken. De verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Maastricht.
- Darling J.A., Mahon A.R. (2011). From molecules to management: Adopting DNA-based methods for monitoring biological invasions in aquatic environments. *Environmental Research*.
- De Gelas K., De Charleroy D., Coeck J. (2008). Advies van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Betreft: Herintroductie van rivierdonderpad in een aantal bovenlopen van het Demerbekken. Brussel. INBO.A.2008.168. 1-15 p.
- de Laak G.A.J. (2007). Kennisdocument Atlantische zalm, *Salmo salar* (Linnaeus, 1758). Bilthoven. Kennisdocument 6. 1-96 p.
- de Laak G.A.J. (2009). Kennisdocument fint, *Alosa fallax* (Lacépède, 1803). Bilthoven. Kennisdocument 26. 1-26 p.
- de Lange M.C., Van Emmerik W.A.M. (2006). Kennisdocument bittervoorn *Rhodeus amarus* (Bloch, 1782). Bilthoven. Kennisdocument 15. 1-50 p.
- De Nie H.W. (1996). *Atlas van de Nederlandse zoetwatervissen*: Media Publishing.
- De Nie H.W. (1997). Bedreigde en kwetsbare zoetwatervissen in Nederland. Voorstel voor een rode lijst. 1-74 p.
- Decler K. (2007). Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee: Habitattypen I: Dier- en plantensoorten. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Demol T. (2011). *Guide d'identification des poissons de Wallonie*. Gembloux. n° 6. 1-126 p.
- Dennis P.M., Williams A.E., Loach N., Bellamy B., Hendry K. (2003). Standardised sampling methodologies for condition assessment of sea, river and brook lamprey, bullhead and spined loach within SAC rivers. 185-196 p.
- Dobbie M.J., Henderson B.L., Stevens D.L. (2008). Sparse sampling: Spatial design for monitoring stream networks. *Statistics Surveys* 2:113-153.
- Dorenbosch M., van Kessel N., Spikmans F., Kranenbarg J., Crombaghs B. (2008). Voorkomen van rivier- en beekdonderpad in Nederland. Nijmegen. 1-46 p.
- Downhower J.F., Lejeune P., Gaudin P., Brown L. (1990). Movement of the Chabots (*Cottus gobio*) in a small stream. *Polish Archives of Hydrobiology* 37(1-2):119-126.
- Ebel F. (2003). Biologie der Barbe *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758). In: Döber W. (editor). *Die Barbe (Barbus barbus): Fisch des Jahres 2003*.
- European Commission. (2005). Note to the Habitats Committee. Assessment, monitoring and reporting of conservation status - Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev3).
- European Commission. (2006). Assessment, monitoring and reporting of conservation status - Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory Notes and Guidelines. Final Draft.
- Ficetola G.F., Miaud C., Pompanon F., Taberlet P. (2008). Species detection using environmental DNA from water samples. *Biology Letters* 4(4):423-425.
- Freyhof J., Kottelat M., Nolte A. (2005). Taxonomic diversity of European *Cottus* with description of eight new species (Teleostei : Cottidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 16(2):107-172.
- Gardiner R. (2003). Identifying lamprey. A field key for sea, river and brook lamprey. Peterborough. 1-31 p.
- Gaudin P., Caillere L. (1990). Microdistribution of *Cottus gobio* L. and fry of *Salmo trutta* L. in a first order stream. *Polish Archives of Hydrobiology* 38(1-2):81-93.



- Gaumert D. (1981). Süßwasserfische in Niedersachsen. Arten und Verbreitung als Grundlage für den Fischartenschutz.
- Geeraerts C., Quataert P. (2012). Ontwerp van het Vlaams referentiemeetnet voor de visfauna. Revisie van het INBO-zoetwatervismetnet op basis van een vraaganalyse van de Kaderrichtlijn Water met aandacht voor een goede afstemming tussen de ecologische meetnetten en andere monitoringsverplichtingen. Geraardsbergen. INBO.R.2012.41.
- Goffaux D., Roset N., Breine J., De Leeuw J.J. (2001). A biotic index of fish integrity (IBIP) to evaluate the ecological quality of lotic ecosystems - Application to the Meuse river basin. LIFE97 ENV/B/000419. 1-173 p.
- Goldberg C.S., Pilliod D.S., Arkle R.S., Waits L.P. (2011). Molecular Detection of Vertebrates in Stream Water: A Demonstration Using Rocky Mountain Tailed Frogs and Idaho Giant Salamanders. PLoS One 6(7):e22746.
- Harley S.J., Myers R.A., Dunn A. (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58:1760-1772.
- Haro A., Kynard B. (1997). Video Evaluation of Passage Efficiency of American Shad and Sea Lamprey in a Modified Ice Harbor Fishway. North American Journal of Fisheries Management 17(4):981-987.
- Harvey J.P., Cowx I.G. (2003). Monitoring the River, Brook and Sea Lamprey. Peterborough. 1-35 p.
- Hendry K., Cragg-Hine D. (2003). Ecology of the Atlantic Salmon. Peterborough. 1-36 p.
- Hillman R.J., Cowx I.G., Harvey J.E. (2003). Monitoring the Allis and Twaite Shad. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No.3. Peterborough. Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series No. 3. 1-27 p.
- Horemans B. (2006). Invloed van habitatfragmentatie op de genetische structuur van rivierdonderpad (*Cottus gobio*) in België. Leuven: Katholieke Universiteit Leuven. 1-91 p.
- Hovestadt T., Nowicki P. (2008). Process and measurement errors of population size: their mutual effects on precision and bias of estimates for demographic parameters. Biodiversity and Conservation 17(14):3417-3429.
- Humpl M., Lusk S. (2006). Effect of multiple electro-fishing on determining the structure of fish communities in small streams. Folia Zoologica 55(3):315-322.
- Hunt P.C., Jones J.W. (1974). A population study of *Barbus barbatus* (L.) in the River Severn, England. 1. Densities. Journal of Fish Biology 6(3):255-267.
- Igoe F., Quigley D.T.G., Marnell F., Meskell E., O'Connor W., Byrne C. (2004). The sea lamprey *Petromyzon marinus* (L.), river lamprey *Lampetra fluviatilis* (L.) and brook lamprey *Lampetra planeri* (Bloch) in Ireland: general biology, ecology, distributions and status with recommendations for conservation. Biology and Environment-Proceedings of the Royal Irish Academy 104B(3):43-56.
- Janssen J.A.M., Schaminée J.H.J., Brasseur S.M.J.M., de Bruyne R.H. (2008). Europese natuur in Nederland. Soorten van de Habitatrichtlijn. Tweede sterk herziene en uitgebreide druk. Zeist. Alterra rapport 1378. 1-183 p.
- Jerde C.L., Mahon A.R., Chadderton W.L., Lodge D.M. (2011). "Sight-unseen" detection of rare aquatic species using environmental DNA. Conservation Letters 4(2):150-157.
- Käfel G. (1991). Besonderheiten und Gefährdung von *Misgurnus fossilis*. Österreichs Fischerei 46(4):83-90.
- Kainz E., Gollmann H.P. (1989). Beiträge zur Verbreitung einiger Kleinfischarten in Österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Koppe, Mühlkoppe oder Groppe (*Cottus gobio* L.). Österreichs Fischerei 42:204-207.
- Karr J.R. (1981). Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. Fisheries 6(6):21-27.
- Kjelson M.A. (1977). Estimating the size of juvenile fish populations in south-eastern coastalplain estuaries. In: Van Winkel W. (editor). Proceedings of the Conference on Assessing the Effects of Power-Plant-Induced Mortality on Fish Populations, Gatlinburg, Tennessee, May 3-6, 1977. New York: Pergamon Press (New York). p 70-91.
- Knaepkens G. (2004). Integrating genetics and ecology towards the conservation of the bullhead (*Cottus gobio*) and the stone loach (*Barbulata barbulata*), two native freshwater fish species. Antwerp: University of Antwerp. 1-164 p.
- Knaepkens G., Baekelandt K., Eens M. (2006). Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. Ecology of Freshwater Fish 15:20-29.
- Knaepkens G., Bruyndoncx L., Eens M. (2004). Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. Ecology of Freshwater Fish 13:317-322.
- Knaepkens G., Knapen D., Bervoets L., Hnfling B., Verheyen E., Eens M. (2002). Genetic diversity and condition factor: a significant relationship in Flemish but not in German populations of the European bullhead (*Cottus gobio* L.). Heredity 89(4):280-287.
- Kottelat M., Freyhof J. (2007). Handbook of European freshwater fishes.
- Lamouroux N., Olivier J.M., Persat H., Pouilly M., Souchon Y., Statzner B. (1999). Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. Freshwater Biology 42(2):275-299.
- Lavoie I., Somers K.M., Paterson A.M., Dillon P.J. (2005). Assessing scales of variability in benthic diatom community structure. Journal of Applied Phycology 17:509-513.

- Lelek A. (1980). Threatened Freshwater Fishes of Europe. Strasbourg: Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources. Council of Europe.
- Link W., Sauer J. (1998). Estimating population change from count data: application to the North American Breeding Bird Survey. *Ecological Applications* 8:258-268.
- Lockwood R.N., Schneider J.C. (2000). Stream Fish Population Estimates by Mark-and-Recapture and Depletion Methods. Lansing. Fisheries Special Report 25. 1-16 p.
- Löhmus P., Löhmus A. (2009). The importance of representative inventories for lichen conservation assessments: the case of *Cladonia norvegica* and *C. parasitica*. *The Lichenologist* 41:61-67.
- Lusk S. (1996). Development and status of populations of *Barbus barbatus* in the waters of the Czech Republic. *Folia Zoologica* 45:39-46.
- Maes J., Geysen B., Stevens M., Ollevier F. (2003). Opvolging van het visbestand van de Zeeschelde: resultaten voor 2003. Leuven, Belgium. 107901. 1-17 p.
- Maes J., Ollevier F. (2005). Impact van baggeractiviteiten in de Beneden-Zeeschelde op de ecologie van de rivierprik. Leuven. 1-19 p.
- Maes J., Stevens M., Breine J. (2007). Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. *Estuarine Coastal and Shelf Science*:1-12.
- Maitland P.S. (2003). Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey. Peterborough. 1-54 p.
- Maitland P.S., Hatton-Ellis T.W. (2003). Ecology of the Allis and Twaite Shad. Peterborough. Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series No.3.
- Mann R.H.K. (1971). The Populations, Growth and Production of Fish in Four Small Streams in Southern England. *Journal of Animal Ecology* 40(1):155-190.
- Mäntyniemi S., Romakkaniemi A., Arjas E. (2005). Bayesian removal estimation of a population size under unequal catchability. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(2):291-300.
- Maunder M.N., Sibert J.R., Fonteneau A., Hampton J., Kleiber P., Harley S.J. (2006). Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. *ICES Journal of Marine Science* 63:1373-1385.
- Meire P., Ysebaert T., Damme S., Bergh E., Maris T., Struyf E. (2005). The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540(1-3):1-11.
- Mills C.A., Mann R.H.K. (1983). The bullhead *Cottus gobio*, a versatile and successful fish. Fifty-first annual report for the year ended 31st March 1983. Ambleside, UK: Freshwater Biological Association. p 76-88.
- Mills S.C., Reynolds J.D. (2004). The importance of species interactions in conservation: the endangered European bitterling *Rhodeus sericeus* and its freshwater mussel hosts. *Animal Conservation* 7(3):257-263.
- Milner N.J., Wyatt R.J., Broad K. (1998). HABSCORE - applications and future developments of related habitat models. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8(4):633-644.
- Morgan J.H. (2005). A computer method for resolving mixed normal distributions. *Ringling & Migration* 22:145-152.
- Morman R.H., Cuddy D.W., Rugen P.C. (1980). Factors Influencing the Distribution of Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(11):1811-1826.
- Ojutkangas E., Aronen K., Laukkanen E. (1995). Distribution and abundance of river Lamprey (*Lampetra fluviatilis*) ammocoetes in the regulated river Perhonjoki. *Regulated Rivers-Research & Management* 10(2-4):239-245.
- Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. (1988). *Cursus Vissoorten, deel 2, hoofdstuk L: De beschermde vissoorten*. 2 ed. Nederland: Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij.
- Patberg W., De Leeuw J.J., Winter H.V. (2005). Verspreiding van rivierprik, zee-prik, fint en elft in Nederland na 1970. RIVO rapport C004/05. 1-24 p.
- Pauly D., Caddy J.F. (1985). A modification of Bhattacharya's method for the analysis of mixtures of normal distributions. *FAO Fisheries Circular* 781:1-16.
- Pavlov D.S. (1989). Structure assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. Rome. *FAO Fisheries Technical Paper* 308. 13-38 p.
- Peňáz M., Stouracova I. (1991). Effect of hydroelectric development on population dynamics of *Barbus barbatus* in the River Jihlava. *Folia Zoologica* 40(75):84.
- Perrow M., Punchard N., Jowitt A. (1997). The habitat requirements of bullhead (*Cottus gobio*) and brown trout (*Salmo trutta*) in the headwaters of selected Norfolk rivers: implications for conservation and fisheries. Norwich, UK. 1-61 p.
- Persat H., Copp G.H. (1989). Electrofishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In: Cowx I.G. (editor). *Developments in Electrofishing*. Oxford (UK): Blackwell Scientific Publications. p 203-215.
- Peters J.S. (2009). Kennisdocument donderpad het geslacht *Cottus*. Bilthoven. Kennisdocument 09 (herziene versie). 1-72 p.
- Philippart J.C. (1987). Démographie, conservation et restauration du barbeau fluviatile, *Barbus barbatus* (L.) (Teleostei, Cyprinidae) dans la Meuse et ses affluents. Quinze années de recherches. *Annales de la Société royale zoologique de Belgique* 117:49-62.

- Philippart J.C., Baras E. (1989). The biology and the management of the barbel, (*Barbus barbus* (L.)) in the Belgian River Meuse basin, with special referenee to the reconstruction of populations using intensively-reared fish. Southampton: Institute of Fisheries Management.
- Philippart J.C., Vranken M. (1983). Atlas des poissons de Wallonie: Distribution, ecologie, ethologie, p<sup>^</sup>che, conservation. Cahiers d'ethologie appliquee. Liège: Institut de Zoologie de l'Universit, de Liège.
- Pope K.L., Willis D.W. (1996). Seasonal influences on freshwater fisheries sampling data. *Reviews in Fisheries Science* 4(1):57-73.
- Poulet N., Beaulaton L., Dembski S. (2011). Time trends in fish populations in metropolitan France: insights from national monitoring data. *Journal of Fish Biology*.
- Quak J. (1993). Habitats van de zalm (*Salmo salar*) in het zoete water; de zalm in een ecologisch perspectief. Nieuwegein. Onderzoeksrapport Deelrapport Sa/OVB 1993-01.
- Quataert P., Onkelinx T. (2012). Een evaluatie van de 1% norm van de habitatrichtlijn en een voorstel voor de steekproefgrootte.
- Redeke H.C. (1941). Fauna van Nederland. Aflevering X Cyclostomi - Euichthyes. Leiden.
- Ridout M.S., Demetrio C.G.B., Hinde J.P. (1998). Models for counts data with many zeros. *Proceedings of the XIXth International Biometric Conference, Cape Town, Invited Papers*. 179-192 p.
- Rochet M.J., Trenkel V.M. (2003). Which community indicators can measure the impact of fishing? A review of proposals? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 60:86-99.
- Roy D.B., Rothery P., Brereton T. (2007). Reduced-effort schemes for monitoring butterfly populations. *Journal of Applied Ecology* 44:993-1000.
- Schneider J., Korte E. (2009). Rijn-Meetprogramma Biologie 2006/2007 - deel II-E - Kwaliteitselement vissen - monitoring van de visfauna in de Rijn (stand: 2007). Duitsland. 173. 1-91 p.
- Schneiders A., Simoens I., Belpaire C. (2009). Waterkwaliteitscriteria opstellen voor vissen in Vlaanderen NARA 2009 - Wetenschappelijk rapport - Aquatisch luik deel 3. Brussel. INBO.R.2009.22. 1-90 p.
- Seber G.A.F., Le Cren E.D. (1967). Estimating Population Parameters from Catches Large Relative to the Population. *Journal of Animal Ecology* 36(3):631-643.
- Seeuws P., Coeck J. (1996). Ecologie van beschermde rondbek- en vissoorten. Soortbeschermingsplan voor de beekprik. 1-118 p.
- Seeuws P., Coeck J., Verheyen R.F. (1998a). Voorstel tot afbakening van waterlooptrajekten voor de bescherming van de beekprik (*Lampetra planeri*). Brussel. IN98.8. 1-28 p.
- Seeuws P., Van Liefveringe C., Meire P., Verheyen R.F. (1998b). Ecologie en Habitatpreferentie van beschermde vissoorten. Soortbeschermingsplan voor de rivierdonderpad. AMINAL/NATUUR/1996/NR14. 1-60 p.
- Seeuws P., Van Liefveringe C., Meire P., Verheyen R.F. (1999a). Ecologie en habitatpreferentie van beschermde vissoorten: Soortbeschermingsplan kleine modderkruiper en rivierdonderpad: deelproject migratieknelpunten: studie van de knelpunten en de mogelijkheden ter bevordering van de vismigratie op een aantal prioritaire waterlopen. Antwerpen. 1-51 p.
- Seeuws P., Van Liefveringe C., Meire P., Verheyen R.F. (1999b). Ecologie en habitatpreferentie van beschermde vissoorten: Soortbeschermingsplan voor de kleine modderkruiper. Antwerpen. AMINAL/NATUUR/1996/NR14. 1-52 p.
- Simoens I., Van Thuyne G. (2008a). Conservation status of the Natura 2000 species 1096 (*Lampetra planeri*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-3.
- Simoens I., Van Thuyne G. (2008b). Conservation status of the Natura 2000 species 1099 (*Lampetra fluviatilis*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-3.
- Simoens I., Van Thuyne G. (2008c). Conservation status of the Natura 2000 species 1103 (*Alosa fallax fallax*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-5.
- Simoens I., Van Thuyne G. (2008d). Conservation status of the Natura 2000 species 1106 (*Salmo salar*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-4.
- Simoens I., Van Thuyne G. (2008e). Conservation status of the Natura 2000 species 1134 (*Rhodeus sericeus amarus*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-3.
- Simoens I., Van Thuyne G. (2008f). Conservation status of the Natura 2000 species 1145 (*Misgurnus fossilis*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-3.
- Simoens I., Van Thuyne G. (2008g). Conservation status of the Natura 2000 species 1149 (*Cobitis taenia*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-3.
- Simoens I., Van Thuyne G. (2008h). Conservation status of the Natura 2000 species 1163 (*Cottus gobio*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-3.

- Simoens I., Van Thuyne G. (2008i). Conservation status of the Natura 2000 species (*Barbus barbus*) for the Belgian Atlantic region. Conservation status of the Natura 2000 habitats and species. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 1-3.
- Simons F., Goethals P.L.M., Breine J., Simoens I., Belpaire C. (2002). Ontwikkelen van een index voor het biologisch kwaliteitselement vis voor de Kaderrichtlijn Water - Uittesten van de Europese ontwerphandleiding 'refcond' voor het kwaliteitselement vis in Vlaanderen: deel 2: overgangswateren. Groenendaal. VMM.AMO.KRW.ECO1.2002. 1-46 p.
- Smith C., Reichard M., Jurajda P., Przybylski M. (2004). The reproductive ecology of the European bitterling (*Rhodeus sericeus*). *Journal of Zoology* 262(2):107-124.
- Smokorowski K.E., Kelso J.R.M. (2001). Trends in Fish Community Structure, Biomass, and Production in Three Algoma, Ontario, Lakes. *Water Air and Soil Pollution* 2(1):129-150.
- Smyly W.J.P. (1957). The life history of the bullhead or Miller's thumb (*Cottus gobio* L.). *Proceedings of the Zoological Society of London* 128:431-453.
- Southerland M.T., Istad J.H., Weber E.D., Klauda R.J., Poukish C.A., Rowe M.C. (2009). Application of the probability-based Maryland Biological Stream Survey to the state's assessment of water quality standards. *Environmental Monitoring and Assessment* 150(1-4):65-73.
- Spikmans F., de Jong T., Ottburg F., Kranenborg J. (2008). Methodiek en richtlijnen voor verspreidingsonderzoek naar bittervoorn, kleine modderkruiper en grote modderkruiper. Nijmegen. 2008-20. 1-49 p.
- Spikmans F., Kranenborg J. (2008). Methodiek en richtlijnen voor verspreidingsonderzoek naar beekvissen. Nijmegen. 1-27 p.
- Spikmans F., Kranenborg J., Soldaat L., de Zeeuw M., van Strien A. (2011). Netwerk Ecologische Monitoring. Handleiding NEM-Meetnet Beek- en Poldervissen. Nijmegen. 2010-021. 1-41 p.
- Sterba G. (1958). Die Schmerlenartigen (Cobitidae). In: Demoll R., Maier H.N., Wundsch H.H. (editors). *Handbuch der Binnenfischerei: Mitteleuropas*. Band IIIB. p 201-234.
- Stevens M., Van den Neucker T., Gelaude E., Baeyens R., Jacobs Y., Mouton A., Buysse D., Coeck J. (2011). Onderzoek naar de trekvissoorten in het Schelde-estuarium: Voortplantings- en opgroei-habitat van rivierprik en fint. Brussel. INBO.R.2011.14. 1-71 p.
- Stevens M., Van den Neucker T., Mouton A., Buysse D., Martens S., Baeyens R., Jacobs Y., Gelaude E., Coeck J. (2009). Onderzoek naar de trekvissoorten in het stroomgebied van de Schelde. Brussel. INBO.R.2009.9. 1-188 p.
- Thompson S.K. (1990). Adaptive Cluster Sampling. *Journal of the American Statistical Association* 85(412):1050-1059.
- Thompson S.K. (1991). Adaptive Cluster Sampling: Designs with Primary and Secondary Units. *Biometrics* 47(3):1103-1115.
- Thompson S.K., Ramsey F.L., Seber G.A.F. (1992). An Adaptive Procedure for Sampling Animal Populations. *Biometrics* 48(4):1195-1199.
- Thomsen P.F., Kielgast J., Iversen L.L., Wiuf C., Rasmussen M., Gilbert M.T.P., Orlando L., Willerslev E. (2011). Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. *Molecular Ecology* 21(11):2565-2573.
- Tomlinson M.L., Perrow M.R. (2003). *Ecology of the Bullhead*. Peterborough. 1-19 p.
- Triest L., Breine J., Crohain N., Josens G. (2008). Evaluatie van de ecologische staat van sterk veranderde en artificieel waterlichamen in het Brussels-Hoofdstedelijk Gewest zoals bepaald in de Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG. Brussel. INBO.R.2008.5. 1-228 p.
- Tuunainen P., Ikonen E., Auvinen H. (1980). Lampreys and Lamprey Fisheries in Finland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(11):1953-1959.
- Uttinger J., Roth C., Peter A. (1998). Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* 35(6):882-892.
- van Beek G.C.W. (2003). Kennisdocument grote modderkruiper, *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758). Bilthoven. Kennisdocument 1. 1-38 p.
- Van Calster H., Bauwens D. (2010). Naar een monitoringstrategie voor de evaluatie van de toestand van de natuur in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. Brussel. 1-182 p.
- Van Damme D., De Pauw N. (1995). Ontwikkelingsplan voor de visserij op de Schelde beneden Gent. Gent. SL-635 850. 1-157 p.
- Van Damme S., Struyf E., Maris T., Ysebaert T., Dehairs F., Tackx M., Heip C., Meire P. (2005). Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia* 540(1-3):29-45.
- Van Emmerik W.A.M., De Nie H.W. (2006). *De zoetwatervissen van Nederland*. Ecologisch bekeken. Nederland.
- Van Liefveringhe C., Meire P. (2003). Onderzoek naar het voorkomen van de Grote modderkruiper in Vlaanderen en meer specifiek naar de populatiegrootte en de overlevingskansen in het natuurreserveaat het Goorken te Arendonk. Antwerpen. 1-58 p.
- Van Liefveringhe C., Seeuws P., Meire P., Verheyen R.F. (2005). Microhabitat use and preferences of the endangered *Cottus gobio* in the River Voer, Belgium. *Journal of Fish Biology* 67:897-909.

- Van Liefvering C., Simoens I., Vogt C., Cox T.J.S., Breine J., Ercken D., Goethals P., Belpaire C., Meire P. (2010). Impact of habitat diversity on the sampling effort required for the assessment of river fish communities and IBI. *Hydrobiologia* 644(1):169-183.
- Van Reeth W., Wils C., Schneiders A., De Bruyn L. (2007). Natuurrapport 2007. Deel 3. Hoofdstuk 9: Habitatrichtlijn. In: Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Van Daele T., Van Reeth W. (editors). Natuurrapport 2007: toestand van de natuur in Vlaanderen: Cijfers voor het beleid. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. p 169-184.
- Van Thuyne G., Belpaire C. (1997). Veldprotocol afvissingen. Groenendaal. IBW.Wb.V.IR.97.56. 1-5 p.
- Vandelannoote A., Yseboodt R., Coeck J. (1998). Atlas van de Vlaamse beek- en riviervissen. Wijnegem: Water, Energie en Leefmilieu (WEL).
- Verreycken H., Van Thuyne G., Belpaire C. (2011). Length-weight relationships of 40 freshwater fish species from two decades of monitoring in Flanders (Belgium). *Journal of Applied Ichthyology*(1-5).
- Verreycken H., Van Thuyne G., Belpaire C., Breine J., Buysse D., Coeck J., Mouton A., Stevens M., Van den Neucker T., De Bruyn L. et al. (2012). An IUCN list of running freshwater fishes in Flanders (north Belgium). *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*.
- Vis & Water. (2006). Soortprofiel Rivierprik (*Lampetra fluviatilis*). *Vis en Water*:1-1.
- Volckaert F.A.M., Hünfling B., Hellemans B., Carvalho G.R. (2002). Timing of the population dynamics of bullhead *Cottus gobio* (Teleostei : Cottidae) during the Pleistocene. *Journal of Evolutionary Biology* 15(6):930-944.
- Vrielynck S., Belpaire C., Stabel A., Breine J., Quataert P. (2002). De visbestanden in Vlaanderen anno 1840-1950 : Een historische schets van de referentietoestand van onze waterlopen aan de hand van de visstand, ingevoerd in een databank en vergeleken met de actuele toestand. Brussel. IBW.Wb.V.R.2002.89. 1-271 p.
- Waterstraat A. (1990). Anmerkung zur Sekundärproduktion von Fischen des Rithrals. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 18(3):299-306.
- Waterstraat A. (1992). Populations oekologische Untersuchungen an *Cottus gobio* L. und anderen Fischarten aus zwei Flachlandseen Norddeutschlands. *Limnologica* 22(2):137-149.
- Wijmans P.A.D.M. (2007). Kennisdocument barbeel, *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758). Bilthoven. Kennisdocument 14. 1-76 p.
- Winter H.V., Griffioen A. (2007). Verspreiding van rivierprik-larven in het Drentsche Aa stroomgebied. Wageningen. C015/07. 1-23 p.
- Wyatt R.J. (2003). Mapping the abundance of riverine fish populations: integrating hierarchical Bayesian models with a geographic information system (GIS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(8):997-1006.
- Zippin C. (1958). The Removal Method of Population Estimation. *Journal of Wildlife Management* 22(1):82-90.
- Zuur A.F., Saveliev A.A., Ieno E.N. (2012). Zero Inflated Models and Generalized Linear Mixed Models with R: Highland Statistics Ltd.