

Ecologie en Habitatpreferentie van beschermde vissoorten

Soortbeschermingsplan voor de kleine modderkruiper

April 1999

Uitvoering: Pieter Seeuws
m.m.v. Chris Van Liefferinge
Promotor: R.F. Verheyen
Copromotor: P. Meire
Universitaire Instelling Antwerpen
Departement Biologie

Opdrachtgever: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap
Departement Leefmilieu en Infrastructuur
Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer
Afdeling Natuur
Onderzoeksopdracht AMI-
NAL/NATUUR/1996/NR14

Inhoudstafel

INLEIDING	4
DEEL I : LITERATUURSTUDIE	5
1. Systematiek	5
2. Morfologie.....	6
3. Levenswijze.....	8
4. Levenscyclus	9
4.1. Voortplantingscyclus en geslachtsrijping.....	9
4.2. Hofmakerij	9
4.3. Eileg	10
4.4. Juveniele modderkruipers	11
4.5. Populatiestructuur.....	11
5. Voedsel.....	13
6. Ecologie.....	14
6.1. Algemeen.....	14
6.2. Stroomsnelheden	14
6.3. Substraat	14
6.4. Waterkwaliteit + fysische parameters	15
6.5. Samenvatting	15
7. Bedreigingen en bescherming	16
7.1. Bedreigingen	16
7.2. Bescherming.....	17
DEEL II : HUIDIGE STATUS VAN DE SOORT IN VLAANDEREN	19
1. Materiaal en methode	19
1.1. Keuze van het studiegebied.....	19
1.2. Electriche Visvangst	20
1.3. Manipulatie van de gevangen vis	21
2. Resultaten en bespreking.....	22
2.1. Verspreiding van de soort.....	22
2.1.1. Huidig verspreidingsareaal.....	22
2.1.2. Verspreiding in België.....	22
2.1.2.1. Historiek en tendens	22
2.1.2.2. Huidige verspreiding	23
2.1.2.3. Samenvatting	25
2.2. Begeleidende vissoorten.....	26
2.3. Populatiestructuur.....	28
2.3.1. Zomer '97	28
2.3.2. Winter '98	28
2.3.3. Zomer '98.....	29

DEEL III : HABITATKARAKTERISATIE EN ECOLOGIE	30
1. Materiaal en methoden	30
1.1. Karakterisatie van het habitat	30
1.2. Microhabitat-preferentiemodellen	31
1.3. Weergave van de resultaten	32
1.3.1. Gebruik van het habitat	32
1.3.2. Voorkeurscurves voor een habitat	33
1.3.3. Principale Component Analyse en ANOVA	35
2. Resultaten en bespreking	36
2.1. Kleine modderkruiper in de Witte Nete	36
2.1.1. De habitataanbods-, gebruiks- en voorkeurscurve	36
2.1.1.1. Voor de Winter- en Zomerperiode	36
2.1.1.2. Voor beide seizoenen, opgesplitst voor juvenielen en adulten	37
2.1.2. Principale Component Analyse en ANOVA	38
2.2. Besluit	44
2.3. Practische toepassing van de gevonden resultaten	45
DEEL IV : VOORGESTELDE BESCHERMINGSMAATREGELEN	47
GERAADPLEEGDE LITERATUUR	52

INLEIDING

De kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*) is een substraatbewonende vissoort die op Europees vlak een vrij groot verspreidingsgebied heeft, maar echter nergens in grote aantallen voorkomt. Bovendien leek het erop dat deze soort met een ijlt tempo uit Vlaanderen en Wallonië verdween. Om deze redenen geniet de kleine modderkruiper dan ook de status van beschermde vissoort in Vlaanderen en werd hij opgenomen in Bijlage III van de conventie van Bern en Bijlage II van de Habitatrichtlijn. Met deze studie trachten we dan ook een soortbeschermingsplan op te stellen door een onderzoek in te stellen naar de huidige status van de soort en naar de randvoorwaarden voor haar voorkomen in Vlaanderen. Dergelijk onderzoek is gewenst om beschermingsmaatregelen en herstelpannen voor de kleine modderkruiper en haar biotoop wetenschappelijk te kunnen onderbouwen.

Dit onderzoek gebeurde in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer, Afdeling Natuur. Deze studie werd opgedeeld in 4 delen. Het eerste deel is een literatuurstudie met betrekking tot de biologie, de ecologie, de verspreiding van de soort, ... In het tweede deel bespreken we de status van de soort in Vlaanderen en in het derde deel wordt de habitatkarakterisatie en ecologie van de soort weergegeven. Tenslotte worden er in het vierde en laatste deel van de studie een aantal beschermingsmaatregelen geformuleerd.

Naast dit rapport voor de kleine modderkruiper werd een gelijkaardig document opgesteld voor de rivierdonderpad. Een derde rapport behandelt de migratieknelpunten op de voor deze soorten prioritaire waterlopen en een vierde en laatste document bakt specifiek te beschermen trajecten af binnen deze prioritaire waterloopstelsels.

DEEL I : LITERATUURSTUDIE

De kleine modderkruiper, *Cobitis taenia*, is een substraatbewonende vissoort van traag stromende waterlopen en meren. Ze komt voor in vrijwel geheel Europa, met uitzondering van het uiterste noorden. Ondanks haar wijde verspreiding is de soort weinig onderzocht. De verborgen ingegraven levenswijze is waarschijnlijk de belangrijkste reden voor het gebrek aan informatie betreffende de verspreiding, biologie en ecologie van deze soort.

1. Systematiek

Volgende systematische indeling wordt gegeven door Maitland (1978):

Klasse Osteichthyes;

Orde Ostariophysi;

Familie Cobitidae;

Genus *Cobitis*;

Cobitis taenia

De familie van de Cobitidae bestaat uit 3 genussen : *Cobitis*, *Misgurnus* en *Noemacheilus*. Elk van deze genussen heeft in Vlaanderen een vertegenwoordiger : de kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*), de grote modderkruiper (*Misgurnus fossilis*) en het biermpje (*Noemacheilus barbatulus*) (Maitland 1978).

Van het genus *Cobitis* zijn er meer dan 15 soorten en ondersoorten beschreven voor de Europese wateren. Deze vormen zijn morfologisch veelal identiek en kunnen meestal niet als aparte soorten geclassificeerd worden (Sezaki *et al.* 1994, Vasil'ev 1995).

Er bestaan zeven ondersoorten van de kleine modderkruiper. De verschillende rassen van *Cobitis taenia* variëren wel in lichaamslengte (Robotham 1981).

2. Morfologie

Het lichaam is langgerekt en zijdelings afgeplat. Ze hebben 6 korte baarddraden, 4 op de bovenlip en 2 in de mondhoeken. De schubben zijn microscopisch klein, in de huid verborgen en dus uitwendig niet zichtbaar, waardoor het visje een gladde indruk geeft. De kop daarentegen is ongeschubd. De zwemblaas is bijna volledig gereduceerd. De zijlijn is gereduceerd en over het algemeen enkel achter de buikvinnen duidelijker zichtbaar (Sterba 1958). De kleine modderkruiper heeft slechts 1 rugvin, welke is opgebouwd uit 3 onvertakte vinstralen gevolgd door 6 tot 8 onvertakte vinstralen. De aarsvin heeft 3 onvertakte en 5 vertakte vinstralen (Bruylants *et al.* 1989).

Van de *Cobitidae* bezitten *Cobitis*- en *Misgurnus*-soorten een doornetje onder het oog, terwijl die bij *Noemacheilus*-soorten sterk of volledig gereduceerd is. Deze suborbitale doorn is gevorkt en beweeglijk. Volgens sommige auteurs zouden het hulporganen zijn bij de voortbeweging in een nauwe omgeving. Door afwisselend links en rechts de doornen achter obstakels te haken, kan de kleine modderkruiper zich zo verder verplaatsen (Sterba 1958).

De kleuring is variabel: de grondkleur is okergeel, witgeel of grijzig en is ter hoogte van de rug en op de flanken fijn bruin gestippeld. De keel is wittig van kleur met een zijdeachtige glans en meestal ongevekt. Op de middellijn van de rugzijde loopt van de kop naar de basis van de staartvin een donkere vlekkenrij, met aan beide zijden een rij kleinere vlekken of een onregelmatigere band. Op de onderhelft van de flanken bevindt zich een rij van 12-20 grote donkere vlekken. Tussen de vlekkenrijen kunnen onduidelijkere rijen voorkomen. Op de kop lopen drie strepen, waarvan die van het oog naar de mondhoeken het duidelijkst is. De vinnen zijn helder of rookgrijs, de rugvin en de staartvin hebben donkere onsamenhangende vlekkenrijen. Op de wortel van de staartvin bevindt zich een zwarte vlek (Sterba 1958).

De gemiddelde lichaamslengte van de kleine modderkruiper bedraagt 64mm (max. 83mm) voor mannetjes en 84.4mm (max. 130mm) voor de vrouwtjes. 0+ Dieren bereiken een lengte van 34.4mm (min. 22mm, max. 46.8mm) (Slavík & Ráb 1996). Volwassen mannetjes blijven doorgaans kleiner dan volwassen vrouwtjes. Dit komt omdat de vrouwtjes een hogere groeisnelheid hebben (Rasotto 1992). Vrouwtjes van 3+ zijn ongeveer 25% groter dan mannetjes van dezelfde leeftijd (Robotham 1981).

Er bestaat een duidelijk sexueel dimorfisme. Mannetjes hebben aan de basis van hun pectorale vin, tussen de tweede en de laatste vinstraat, een lensvormige verdikking met een diameter van 4-5mm: het orgaan van Canestrini (Lodi 1966). Zelfs mannetjes in hun eerste levensjaar zouden dit kenmerk vertonen (Slavík & Ráb 1996). Robotham (1981) vindt echter geen orgaan van Canestrini bij dieren kleiner dan 40mm. Verder hebben mannetjes een smallere en langere pectorale vin doordat de tweede vinstraat langer en verdikt is (Lodi & Malacarne 1990, Sterba 1958), een hogere lichaamsbouw en een intensere kleuring. Bovendien blijven de mannetjes zoals gezegd kleiner dan vrouwtjes (Slavík & Ráb 1996).

Bij vele *Cobitidae* dient de einddarm als ademhalingsorgaan. Bij de grote modderkruiper is deze darmademhaling het sterkst ontwikkeld, bij de kleine modderkruiper is dit vermogen nog maar de helft van bij de grote modderkruiper, en bij het biermpje ontbreekt deze

extra ademhalingsmogelijkheid zo goed als volledig. De intensiteit waarmee de dieren gebruik maken van hun darmademhaling hangt af van omgevingsfactoren (Sterba 1958).

3. Levenswijze

Kleine modderkruipers zijn uitgesproken schemeringsdieren die zich overdag bij voorkeur in het zandige substraat ingraven, zodat enkel de kop of zelfs maar de snuit eruit steekt. Kleine modderkruipers zijn vooral in de schemering en 's nachts actief. Wordt het dier verstoord, dan vlucht het met rukken zwemmend weg, om na korte tijd te stoppen en steunend op de borstvinnen de omgeving op te nemen (Sterba 1958).

De nauwe band met fijn substraat kan zowel de oorzaak als het gevolg zijn van de gespecialiseerde voedingswijze van de kleine modderkruiper. De soort filtert voedselpartikels uit het substraat. Dit heeft als grootste gevolg dat de kleine modderkruiper niet in competitie staat met andere vissoorten zoals het biermpje die in dezelfde waterloop voorkomen (Robotham 1978).

Het voedingsmechanisme bestaat uit 2 fasen; de eerste fase omvat de opname van de mengeling van water en substraat, welke bestaat uit zand en organisch materiaal, in de mondholte, de extractie van de voedselorganismen en de verwijdering van het substraat via de kieuwen naar de ruimte onder het operculum. De tweede fase omvat de verwijdering van de afvaldeeltjes met het uitstromende water, net voordat het operculum sluit; tegelijkertijd worden de voedseldeeltjes doorgeslikt. Dit voedselopnamesysteem laat de kleine modderkruiper toe tezamen met het biermpje voor te komen (Lodi & Malacarne 1990, Robotham 1977, Robotham 1982, Sterba 1958).

De kleine modderkruiper voedt zich vooral gedurende de dag. Er is een periode van vasten of bijna-vasten van november tot februari, waarna een verhoogde voedselopname optreedt vanaf maart, met een maximum in de periode mei (juni) - augustus (september). De voedselopname zou het grootst zijn bij watertemperaturen tussen 11 en 14 °C en ze zou stoppen bij een watertemperatuur tussen 4 en 6 °C (Robotham 1977). Volgens Mester (1974) zou de voedselopname niet geheel worden stopgezet in de winterperiode, vermits er ook in dit seizoen nog kleine hoeveelheden voedsel in het spijsverteringskanaal worden aangetroffen.

De kleine modderkruiper kan bij zuurstofgebrek gebruik maken van darmademhaling. Slechts zelden maakt hij hier gebruik van, en deze lijkt, zelfs niet tijdelijk, niet in staat een eventueel tekort aan zuurstof aan te vullen (Bruylants *et al.* 1989, Sterba 1958).

4. Levenscyclus

4.1. Voortplantingscyclus en geslachtsrijping

De meeste mannetjes en vrouwtjes worden geslachtsrijp tijdens de tweede lente na het uitkomen (Marconato & Rasotto 1989). Mannetjes worden sneller geslachtsrijp dan de vrouwtjes, waarschijnlijk aan het begin van het tweede levensjaar. Dit zou worden gesuggereerd door het verschijnen van het orgaan van Canestrini, dat niet gevonden wordt bij dieren kleiner dan 40mm (Robotham 1981).

In de voortplantingstijd trekken de volwassen dieren naar geschikte paaigronden, welke gevormd worden door tijdelijke, ondiepe wateren. Dergelijke wateren hebben een hoge produktiviteit zodat de pas uitgekomen dieren voldoende voedsel vinden (Saitoh 1990). Hervangst van gemerkte dieren doet vermoeden dat ze stroomafwaartse voortplantingsmigraties maken. De vermoedelijke voortplantingsplaats is beschaduwde, de waterdiepte bedraagt er 1-5cm en stroming zou er zo goed als afwezig zijn. De vrouwtjes migreren eerder dan de mannetjes naar de voortplantingsplaats, respectievelijk in maart en april (Slavík & Ráb 1996). Het voortplantingsseizoen duurt van april tot juli, met een piek van paaiaktiviteit begin juni (Marconato & Rasotto 1989, Robotham 1981, Sterba 1958). De aanvang van de voortplantingsperiode wordt vermoedelijk bepaald door de watertemperatuur (Sterba 1958). In juli trekken beide geslachten terug stroomopwaarts, en de jonge dieren pas in oktober (Slavík & Ráb 1996).

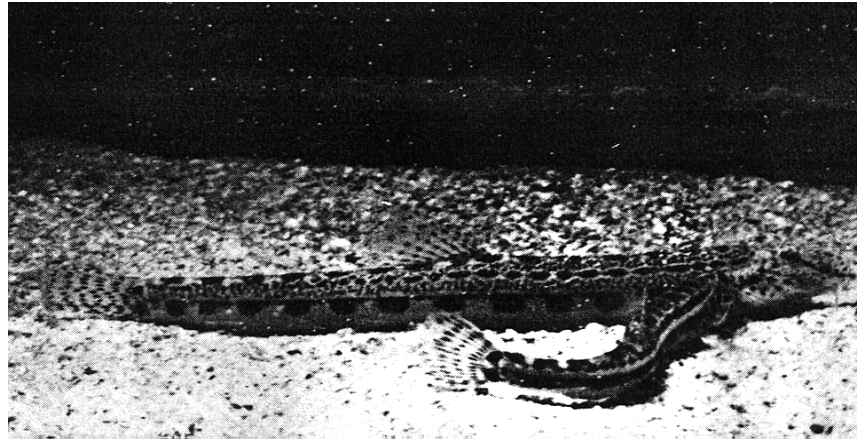
4.2. Hofmakerij

De paring vindt hoofdzakelijk plaats bij zonsopgang, maar in een aantal gevallen tijdens de ochtend of 's nachts. Bij het begin van de hofmakerij, zwemmen zowel mannetjes als vrouwtjes opgewonden en asynchroon rond, afgewisseld door rustperiodes. Na deze eerste fase lijken de mannetjes gemotiveerder dan de vrouwtjes: wanneer een vrouwtje langszwemt, zal het mannetje zich in haar richting bewegen en zal hij proberen synchrone zwembewegingen te maken. Beide dieren bevinden zich dicht tegen het substraat. Het mannetje achtervolgt het vrouwtje, eerst nog op een zekere afstand, maar steeds dichter naderend. Tijdens deze toenadering raakt het mannetje het vrouwtje met het gevorkt doorntje (Lodi & Malacarne 1990).

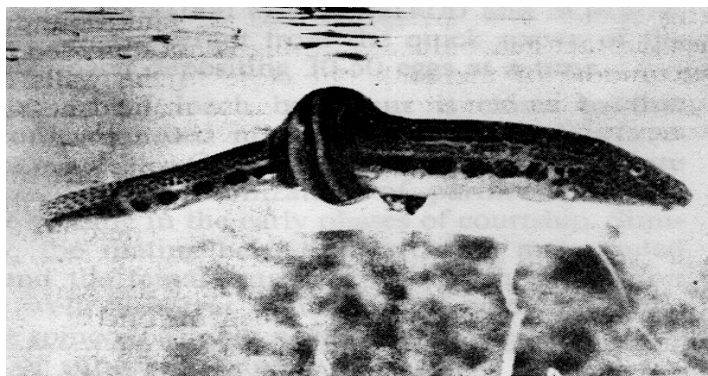
Vaak stopt de hofmakerij in deze fase. Gaan beide dieren toch verder, dan wikkelt het mannetje zich ringvormig rond het lichaam van het vrouwtje. Het vrouwtje probeert verder te zwemmen en ondergaat zo een druk op het lichaam. De uitgestoten eieren, 30-50, bevrucht met het mannelijke sperma, vallen op het substraat. De hele paaiaktiviteit kan ook op het substraat zelf plaats vinden. Na deze voortplantingsaktiviteit rusten de dieren uit op de bodem, maar na een pauze van 5-10 minuten kan de seksuele aktiviteit hernomen worden (Lodi & Malacarne 1990). In het verleden werd geopperd dat het orgaan van Canestrini betrokken was bij de voortplanting, wat echter niet blijkt uit deze waarnemingen van Lodi & Malacarne (1990).

4.3. Eileg

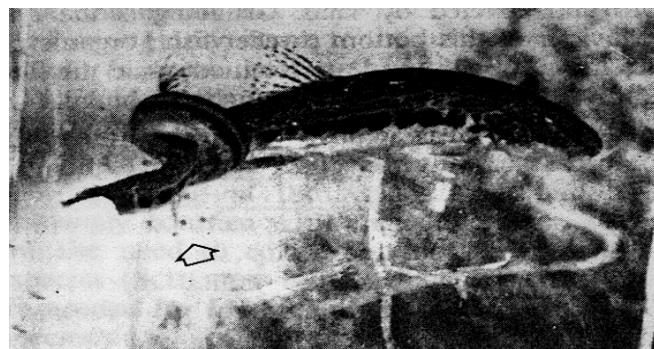
Deze cyclus kan tot 5 keer op een dag herhaald worden, waarbij in het totaal 100-400 eieren afgelegd worden. Er is geen ouderzorg. In het verloop van de gehele voortplantingsperiode wordt er meer dan eens gepaaid (Lodi & Malacarne 1990).



Figuur 1: Tactiele stimulatie



Figuur 2: Omwikkeling van het mannetje rond het wijfje



Figuur 3: Bevruchting van de uitgestoten eitjes

De uniforme grootte-verdeling van de eieren suggereert dat de vrouwtjes slechts één keer per jaar eieren afleggen (Saitoh 1990). Nochtans bleek uit onderzoek naar de grootteverdeling van de oöcyten dat vrouwtjes van de kleine modderkruiper tenminste tweemaal per voortplantingsseizoen eieren zouden kunnen afleggen (Marconato & Rasotto 1989, Rasotto 1992). Bovendien werd er onder kunstmatige omstandigheden na hormonale inductie vastgesteld dat kleine modderkruipers de mogelijkheid hebben tot een 2^e voortplantingscyclus. De vrouwtjes produceerden de tweede keer wel opmerkelijk minder eieren (Roelants *et al.* 1995). Voor een vrouwtje met een lichaamslengte van 90mm wordt het aantal eieren op 1012 geschat (Marconato & Rasotto 1989).

De gelige eieren blijven aan planten en stenen hangen of worden door het substraat aan het oog onttrokken (Saitoh 1990, Sterba 1958). De eieren komen reeds na 2 dagen uit (Lodi & Malacarne 1990).

4.4. Juveniele modderkruipers

De eerste 0+ dieren worden in augustus aangetroffen (Robotham 1981). De dichtheid en de produktie vertonen een sterke variatie tussen afzonderlijke populaties en tussen verschillende plaatsen binnen éénzelfde habitat. Deze variaties lijken het gevolg te zijn van de sterke invloed van de substraatsamenstelling op de microdistributie van de kleine modderkruiper (Marconato & Rasotto 1989).

Kleine modderkruipers vertonen een sterke groei tot aan het tweede levensjaar. De mannetjes vertonen dan een daling van de groeisnelheid tussen het 1+ en het 2+ stadium en tussen het 2+ en het 3+ stadium. Bij de vrouwtjes begint deze groeisnelheidsdaling pas bij het bereiken van het 2+ stadium (Robotham 1981).

Ook de groeisnelheid verschilt tussen de geslachten, waarbij de vrouwtjes een hogere groeisnelheid hebben dan de mannetjes. De groeisnelheid en de lichaamslengte kunnen ook verschillen tussen lokaties onderling, waarbij de beschikbaarheid van voedsel, gerelateerd met de geschiktheid van het substraat, een rol speelt, naast de geïsoleerdheid van de vindplaats. De dieren in een geïsoleerde vindplaats worden verhinderd seizoenale verplaatsingen te maken, waardoor intraspecifieke competitie toeneemt en de lichaamslengte als gevolg daarvan kleiner blijft (Slavik & Ráb 1995).

4.5. Populatiestructuur

De geslachtsverhouding in de verschillende lengteklassen toont aan dat er in de grootste lengteklassen geen mannetjes aanwezig zijn, en dat het percentage vrouwtjes plots toeneemt bij een lengte van 66-70mm (Lodi 1966). Het sexueel dimorfisme wat betreft de lengte hoeft niet te wijten te zijn aan sequentiële hermafrodie, maar een verschillende groeisnelheid tussen mannetjes en vrouwtjes kan hiervoor reeds een verklaring bieden. Deze bleek bij vrouwtjes inderdaad groter te zijn dan bij mannetjes (Rasotto 1992, Saitoh 1990).

Nader onderzoek van de gonaden wees uit dat de kleine modderkruiper geen protandrische hermafrodie vertoont, maar een gonochore soort is, waarbij de mannetjes occasioneel een klein aantal oöcyten in hun testes hebben (Rasotto 1992, Saitoh 1990).

Robotham (1981) vond dat het ontbreken van mannetjes in de oudste leeftijdsklassen te wijten was aan hun kortere levensduur, en niet aan hermafrodie. De meerderheid van de mannetjes bereikt een leeftijd van 2 jaar en sterft in de daarop volgende winter. Sporadisch komt een exemplaar van 3 jaar voor. De vrouwtjes worden gemiddeld 3 jaar en sterven eveneens in de daarop volgende winter. Een klein aantal wordt 4 jaar en een enkeling 5 jaar (Robotham 1981, Slavík & Ráb 1996). Dit impliceert natuurlijk dat het aantal mannetjes het hoogst is in de eerste leeftijdsklassen, terwijl er in de oudere klassen enkel nog vrouwtjes aanwezig zijn (Slavík & Ráb 1996).

De sex ratio's (m : v) voor de jaarklassen 1 tot 5 zijn resp. 2.88:1 - 2.18:1 - 2.22:1 - 0:1 - 0:1. De totale sex-ratio over alle jaarklassen samen is in het voordeel van de vrouwtjes en bedraagt 1:1.15 (Slavík & Ráb 1996). Marconato & Rasotto (1989) vonden geen sex-ratio in het voordeel van de vrouwtjes, maar meer een 1:1 verhouding.

5. Voedsel

Het voedsel bestaat vooral uit kleine ongewervelden met een grootte van 0.2-0.75mm, die zich in de oppervlaktelagen van het substraat ophouden. Grotere voedseldieren zoals Oligochaeta, Ephemeroptera en Trichoptera die groter dan 1mm worden, komen slechts sporadisch in het spijsverteringskanaal voor. Wanneer het aanbod aan voedsel-elementen afneemt, zal het aandeel opgenomen detritus toenemen (Robotham 1977).

Het voedsel van de kleine modderkruiper bestaat hoofdzakelijk uit insekte(larve)n, die afhankelijk van het seizoen 55% tot 79% van de totale darminhoud uitmaken. In de lente is er tevens een min of meer belangrijk aandeel aan Nematoda (11.6%), Copepoda (4%), Cladocera (3%) en Ostracoda (3%). In de zomer nemen Ostracoda de tweede plaats in (7.6%), gevolgd door Nematoda (5%) en plantedelen (3%). In de herfst wordt de tweede plaats ingenomen door Copepoda (20%), gevolgd door Nematoda (9%) (Mester 1974).

6. Ecologie

6.1. Algemeen

De kleine modderkruiper komt vooral voor in kleine, heldere waterlopen. Daarnaast komt de soort ook voor in de lithorale zone van meren en plassen en sporadisch ook in andere biotopen (Sterba 1958).

In de zomer wanneer de stroming verminderd is, kan de 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. Dit zou de mogelijke competitie om paaigronden kunnen verminderen, maar deze theorie is niet bewezen (Robotham 1990).

6.2. Stroomsnelheden

Sterba (1958) vindt de dieren vooral terug in de ondiepe, bochtige trajekten van de waterlopen, waar het water in de tegenovergestelde richting stroomt en zo zelfs voor een 'doodtij' kan zorgen. Robotham (1978) vindt dat de gemiddelde stroomsnelheid, gemeten op ongeveer 15cm boven het substraat, op plaatsen waar kleine modderkruipers voorkomen, ongeveer de helft is van de waarde gemeten op plaatsen waar de soort niet voorkomt, resp. 0.148 m/s en 0.293 m/s.

6.3. Substraat

Volgens Sterba (1958) komen kleine modderkruipers vooral voor in waterlopen met een zandig substraat en zouden ze slib en grof grint mijden. Andere onderzoekers zoals Robotham (1978) en Van den Berg *et al.* (1997) vinden ook modderkruipers terug in dikke slibpakketten.

Robotham (1990) vond dat de korrelgroottefractie tussen 0.15 en 0.76mm het belangrijkste is qua percentage drooggewicht ten opzichte van het gewicht van het totale staal. Deze fractie kan 56-62% uitmaken van het totale drooggewicht. Het belang van deze korrelgroottes kan gerelateerd zijn aan het type voedsel dat de kleine modderkruiper nuttigt, nl. organismen die allen binnen de range van 0.2-0.75mm vallen.

Statistisch kan aangetoond worden dat er een voorkeur is voor het fijnere substraat met een korrelgrootte van 0.15-0.34mm en niet voor groffere grootte-klassen (1.16-1.66mm en 3-4mm). Er was geen voorkeur tussen de klassen 0.15-0.23mm en 0.23-0.34mm (Robotham 1990). Dit kan verklaard worden doordat kleine modderkruipers gemakkelijker voedsel zullen vinden op een zandig substraat dan op een stenigere ondergrond, wat verband houdt met hun gespecialiseerde voedingswijze. De jongste

leeftijdsklassen zouden meer afhankelijk zijn van een optimale substraatssamenstelling dan de oudere (Slavík & Ráb 1995). Er is tevens een voorkeur voor organisch aangerijkt substraat in vergelijking met substraat, arm aan organisch materiaal (Robotham 1990).

Kleine modderkruipers worden veelvuldig aangetroffen in de Veluwerandmeren. De soort houdt zich hier op in de zich recent uitbreidende kranswiervelden, waar de toegenomen helderheid van het water en het gunstige voedselaanbod mogelijk een positieve invloed hebben op de samenstelling van de vissengemeenschap (Van den Berg *et al.* 1997). Kleine modderkruipers worden immers vooral aangetroffen in een dikke laag fijn zwart slib. Ondergedoken waterplanten vormen een barrière voor fijne partikels die met de stroming meegevoerd worden, waardoor er een geschikt habitat en een mogelijke paaipplaats voor de kleine modderkruiper kan ontstaan (Robotham 1978).

Kleine modderkruipers komen voor in traagstromende wateren met een open zanderige bodem of langs de rand van dichte vegetatie (Saitoh 1990, Slavík & Ráb 1996). Een moerassig, veenachtig substraat kan een barrière vormen voor de verspreiding van de kleine modderkruiper (Slavík & Ráb 1996).

6.4. Waterkwaliteit + fysische parameters

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

6.5. Samenvatting

Samengevat kunnen we stellen dat kleine modderkruipers bodemvissen zijn die kleine, ondiepe, heldere, onvervuilde, zuurstofrijke en liefst traagstromende tot stilstaande wateren verkiezen. 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 paaipplaats.

7. Bedreigingen en bescherming

7.1. Bedreigingen

De meeste vissoorten krijgen bij verzuring problemen met hun ademhaling, groei, reproductie en de regulatie van hun lichaamsszouten. Bovendien tast zuur water de beschermende slijm laag van de vissen aan, waardoor ze meer vatbaar worden voor allerhande infecties. Het is niet alleen de zuurtegraad, maar ook de veranderingen in het koolzuur-, metalen- en ionengehalte van het water zullen een belangrijke invloed uitoefenen op de overlevingskansen en het voortplantingssucces van de verschillende vissoorten. Wat betreft de kleine modderkruiper plant deze soort zich succesvol voort vanaf een pH van 6.75. Deze soort komt niet in waterlopen voor indien de zuurtegraad van het water een pH heeft van minder dan 6.25 (Lenders *et al.* 1997).

De soort was tot in 1989 in België met uitsterven bedreigd, wat vooral te wijten zou geweest zijn aan de waterverontreiniging. Ondanks het feit dat de kleine modderkruiper gebruik kan maken van darmademhaling lijkt deze bij zuurstofgebrek (zelfs niet tijdelijk) niet in staat om een tekort aan zuurstof aan te vullen (Bruylants *et al.* 1989, Sterba 1958). Dit impliceert dat hij zeer gevoelig is voor organische verontreiniging. Het toenemende aantal lozingen van de bio-industrie, of de inplanting van overstorten e.d. heeft dan ook nefaste gevolgen gehad (Bruylants *et al.* 1989)

Zulke occasionele vervuilingen hebben immers, al is het maar zeer tijdelijk, een plotse verslechtering van de waterkwaliteit tot gevolg, waardoor het effect van de gemiddeld goede waterkwaliteit op relatief korte termijn teniet gedaan kan worden. Kleine modderkruipers zijn immers zeer gevoelig aan zuurstofstress, en vermits de afbraak van organisch materiaal zeer veel zuurstof vergt, kan dit verstrekkende gevolgen hebben op de aanwezige populatie. Daarenboven kan een te hoge concentratie aan N en P in het effluent van een waterzuivering ook nog aanleiding geven tot eutrofiëring stroomafwaarts de R.W.Z.I. Bovendien zal er wanneer er NH_4^+ in een beekstelsysteem wordt geloosd, voor de oxidering van NH_4^+ tot NO_3^- ook nog eens zuurstof uit het water worden onttrokken. Hierenboven kan het NH_4^+ worden omgezet in het toxische NH_3 . In het geval van een overstort, onder welke vorm dan ook, zal de waterkwaliteit dus sterk dalen, waardoor verontreinigingsgevoelige soorten zoals kleine modderkruipers snel kunnen verdwijnen (Wils *et al.* 1990).

In tegenstelling tot de meeste andere vissoorten schijnt de kleine modderkruiper niet te lijden onder regulaties en slijkruimingens indien deze tenminste gebeuren in beken met een zandige bodem en indien de waterloop een voldoende goede waterkwaliteit heeft (Bruylants *et al.* 1989).

Momenteel kent de kleine modderkruiper echter een geleidelijk herstel. Vooral de verbetering van de waterkwaliteit van de Kleine Nete, de Tappelbeek en de Kleine Willeborrebeek is de verspreiding van de kleine modderkruiper ten goede gekomen (Yseboodt *et al.* 1997).

7.2. Bescherming

De kleine modderkruiper staat op de rode lijst van de inheemse en ingeburgerde zoet- en brakwatervissen en van de rondbekken in Vlaanderen. Hij staat hier vermeld onder de categorie Z (Zeldzaam). Dit zijn soorten die momenteel zeldzaam zijn en die nog slechts voorkomen op een beperkt aantal plaatsen, maar die in vergelijking met 10 jaar geleden niet beduidend zijn achteruitgegaan (Vandelannoote *et al.* 1998). Dit impliceert dus dat de kleine modderkruiper wettelijk beschermd dient te worden, wat dan ook gebeurde met een aantal Besluiten en Richtlijnen.

Zo is de kleine modderkruiper bij wet volledig beschermd volgens het Besluit van 20 mei 1992 van de Vlaamse Executieve tot uitvoering van de wet van 1 juli 1954 op de riviervisserij (B.S. 4/9/1992). De kleine modderkruiper is nu een van de 13 soorten in Vlaanderen die beschermd wordt met een volledig vangstverbod, wat impliceert dat deze vissen bij vangst onmiddellijk moeten worden teruggezet.

Hiernaast werden een groot aantal waterlopen waar kleine modderkruipers voorkomen aangeduid als oppervlaktewater met bestemming viswater. Zo werden o.a. volgende waterlopen door het Besluit van de Vlaamse Executieven van 21/10/87 (BS 3/12/87) volledig aangeduid als oppervlaktewater met de kwaliteitsdoelstelling viswater: Voorste Nete, Achterste Nete, Breilooop, Daelemansloop, Desselse Nete, Kleine Nete, Witte Nete, Zwarte Nete, Klein Neetje, Looiendse Nete, Bollaak/Molenbeek, Kleine Beek, Tappelbeek, Laarse Beek. Ook de Grote Nete stroomopwaarts het Albertkanaal kreeg de bestemming viswater.

Daarenboven staat de kleine modderkruiper ook vermeld in Bijlage II van de Habitatrictlijn (92/43/EEG), waardoor er voor de leefbare populaties van *Cobitis taenia* een aantal (stukken van) waterlopen als speciale beschermingszone werden afgebakend. Zo werden volgende gebieden geselecteerd door Anselin & Kuijken (1995), in de eerste plaats omwille van hun specifieke vegetatie, maar ook omwille van het voorkomen van leefbare populaties van de kleine modderkruiper :

- de Kleine Nete en vallei met brongebieden, moerassen en heiden (nr. 26)
- de Uiterwaarden langs de Limburgse Maas met Vijverbroek (nr. 37)

De volgende zones van beken, dewelke niet zijn gelegen in de voorgestelde gebieden, zijn ook nog belangrijk als lijnvormige gebieden waarin de bescherming van deze soort, voorkomend op Bijlage II, moet gegarandeerd worden:

- Bekken van de Kleine Nete :
 - Witte Nete stroomopwaarts van de Boeretang
 - Voorste en Achterste Nete, Looiense Nete en Klein Neetje volledig
 - Kleine Nete tussen Terlobrug en Watermolen Kasterlee
 - Breilooop en Daelemansloop volledig
- Bekken van de Molenbeek-Bollaak :
 - Molenbeek-Bollaak : tussen Albertkanaal en de monding in de Kleine Nete
 - Kleine Beek (volledig)
 - Tappelbeek : tussen het Albertkanaal en monding in de Molenbeek
- Antitankgracht : volledig

Hierdoor wordt de kleine modderkruiper ook nog eens onrechtstreeks beschermd door een bescherming van zijn leefgebied.

Deze soort werd bovendien volledig opgenomen in Bijlage III van het verdrag van Bern inzake het behoud van de in het wild levende dieren en planten en hun natuurlijke leefmilieu in Europa. Dit verdrag werd opgemaakt te Bern op 19/9/79 en goedgekeurd bij de wet van 20/4/89. Hiertoe werd er verbonden om de nodige maatregelen te nemen om o.a. populaties van de kleine modderkruiper te handhaven of op een niveau te brengen dat vanuit ecologisch, wetenschappelijk of cultureel oogpunt vereist is. Er moet steeds rekening gehouden worden met de instandhouding van deze soort op het gebied van ruimtelijke ordening en bij maatregelen tegen verontreiniging. Voor de soorten die voorkomen op Bijlage III moeten er speciale beschermingsmaatregelen worden genomen onder de vorm van wetten en voorschriften die deze bescherming zullen regelen.

DEEL II : HUIDIGE STATUS VAN DE SOORT IN VLAANDEREN

Onderzoek naar de populaties

In dit deel worden de gebruikte methodes voor de inventarisatie beschreven. Vervolgens wordt er een overzicht gegeven van de status van de soort en wordt de structuur van de populatie verder besproken.

1. Materiaal en methode

1.1. Keuze van het studiegebied

Voor de keuze van het traject dat geïnventariseerd zou worden, werd er uitgegaan van verspreidingsgegevens van de kleine modderkruiper. De meest volledige recente inventarisatie van waterlopen uit het Vlaamse gewest gebeurde in de periode 1994-1997 door Vandellannoote *et al.* (1998). Deze inventarisatie werd bovendien aangevuld met gegevens uit oudere publicaties (1983-1993). Bovendien werden de vangstdata van verschillende instanties zoals de Universiteit Antwerpen en het Instituut voor Natuurbehoud, de Katholieke Universiteit Leuven en het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer gecombineerd. De keuze van de punten voor onze inventarisatie en habitatkarakterisatie werden dan ook gebaseerd op deze publicatie met betrekking tot de gegevens over de verspreiding van de kleine modderkruiper.

Daar modderkruipers in Vlaanderen enkel in het Netebekken in voldoende grote aantallen voorkomen in stromende wateren, werd er geen onderzoek uitgevoerd op een ander beekstelsysteem. Te meer omdat de waterlopen uit het Netebekken allemaal ongeveer dezelfde habitatkarakteristieken vertonen.

De Witte Nete werd over een afstand van 240m afgevist te Retie. Hij is een van de ecologisch kwetsbare waterlopen in het bekken van de kleine Nete, gelegen in de provincie Antwerpen. De waterloop had ter hoogte van het traject een breedte van ongeveer 6m en een diepte van ongeveer 35 cm met enkele diepere kuilen (pool-riffle patroon).

1.2. Elektrische Visvangst

De meest effectieve methode voor het vangen van vis in kleine, ondiepe en doorwaadbare waterlopen is ongetwijfeld de vangst met behulp van elektrische visapparatuur. Voor het principe, de toepassingen en de gevolgen van de electro-visserij verwijzen we naar Jansen & Raat (1995).

Voor de vangst van kleine modderkruipers in kleine ondiepe waterlopen is deze methode het meest geschikt, o.a. omwille van de volgende redenen :

- Elektrische visvangst is één van de minst selectieve methoden wat betreft de soort en de grootte van de vis. Met deze methoden kunnen ook juvenielen en 0+-individuen gevangen worden (Copp 1989), waardoor dus alle grootteklassen gevangen kunnen worden. Bij het gebruik van netten daarentegen is men steeds gebonden aan de maaswijdte. Bovendien kan men met electro-visserij enkel de gewenste vissoorten opscheppen en de anderen ongemoeid laten.
- Practisch gezien biedt de elektrische visvangst de beste mogelijkheden bij het bemonsteren van een water. Naast een wisselende waterdiepte zijn er immers ook allerlei obstakels in het water aanwezig. Met deze methode kan de vis vanuit waterplanten en holle oevers worden weggevangen.
- Bovendien is deze methode bijna steeds toepasbaar.

Om vlucht van de oorspronkelijke positie te vermijden, werd er gebruik gemaakt van een procedure waarbij de anode gedurende 5s werd aangezet op verschillende punten gelegen op ongeveer 1m van elkaar. Op deze wijze wordt er vermeden dat de anode in het water wordt voortgeduwd (Mäki-Petäys *et al.* 1997). Het was immers de bedoeling een microhabitat-preferentiemodel op te stellen. Dit impliceert dat de dieren op die plaatsen gevangen moesten worden waar ze onder onverstoorde omstandigheden ook zouden voorkomen.

Bij deze studie werd het traject op de Witte Nete slechts eenmalig bemonsterd, omdat het niet de bedoeling was om de grootte van de populatie te achterhalen, maar om een microhabitat-preferentiemodel op te stellen, waardoor er enkel moest gekeken worden naar de plaats waar de dieren werden gevangen. Bovendien zouden de dieren bij een tweede vangst aangetroffen worden op locaties waar ze na de eerste bemonstering heen gevluht waren. Dit zijn niet de plaatsen waar ze zich in 'rust' ophouden, waardoor deze gegevens ook niet bruikbaar zouden zijn voor het opstellen van het microhabitat-preferentiemodel.

1.3. Manipulatie van de gevangen vis

Alle gevangen vis werd gedurende de bemonstering van het traject op de Witte Nete gestockeerd in een kuip met water. Enkel van de kleine modderkruipers werd er eerst een ruwe lengteschatting gemaakt met een gemarkeerde proefbuis. Hier werd dan ook meteen het geslacht bepaald.

Meteen na de staalname werden de vissen gedetermineerd en onderverdeeld in aparte emmers en werd er per soort het aantal en het totale gewicht bepaald. Enkel voor de kleine modderkruiper werden de vissen afzonderlijk gewogen en gemeten. Om de gevangen modderkruipers te meten was het noodzakelijk ze te verdoven. Hiervoor werd het produkt MS222 (Tricaïnemethanesulfonaat) gebruikt, wat een veel gebruikt verdovingsmiddel is voor koudbloedige dieren. De gebruikte concentratie varieerde tussen de 0.05 en 0.1g per liter. Het gewicht van de vissen werd bepaald door middel van een elektronische balans (METTLER BD6000) tot op 1g nauwkeurig. Hun lengte werd bepaald op een speciaal meetbord, waardoor onmiddellijk de lengte van de vissen kon afgelezen worden op de onderliggende schaalverdeling (tot op 1mm nauwkeurig). Deze meting gebeurde door middel van de totale-lengte procedure (snuit-staartuiteinde), vermits modderkruipers een afgeronde staart en dus geen vork hebben.

Alle vissen werden meteen na de manipulatie terug in de kuip geplaatst. De recuperatietijd van de kleine modderkruipers was gewoonlijk kort en volledig. MS222 heeft nagenoeg geen neveneffecten, zodat de dieren na enkele minuten weer bij kennis kwamen. Algemeen kan gezegd worden dat hoe sterker de concentratie, hoe sneller de verdoving intreedt en hoe langer de dieren verdoofd blijven. Bij zeer sterke oplosingsconcentraties verhoogt wel de kans op schadelijke effecten.

Wanneer alle vissen gewogen en gemeten waren, werden ze onmiddellijk terug in de waterloop gezet ter hoogte van het afgeviste traject. Er werden geen exemplaren verzameld.

2. Resultaten en bespreking

2.1. Verspreiding van de soort

2.1.1. Huidig verspreidingsareaal

De kleine modderkruiper komt voor over heel het vasteland van Europa, met uitzondering van het hoge noorden (tot op een breedtegraad van ongeveer 60°). In het Oosten van Azië komt hij voor tot in Siberië en Japan. Er is ook nog een kleine populatie aanwezig in Engeland en Marokko (Bruylants *et al.* 1989, Vandelannoote *et al.* 1998).

Alhoewel deze soort een zeer groot verspreidingsareaal heeft, komt de kleine modderkruiper echter nergens in grote aantallen voor (Vandelannoote *et al.* 1998).

2.1.2. Verspreiding in België

2.1.2.1. Historiek en tendens

Volgens De Selys-Longchamps (1842) en Maes (1910) was de kleine modderkruiper algemeen in de Ourthe, de Vesder en de Maas. Hij werd ook nog gevonden in de Schelde en haar zijrivieren.

In het begin van de jaren '80 zou de kleine modderkruiper in Wallonië al zo goed als verdwenen zijn (Philippart & Vranken 1983).

Op het einde van de jaren '80 was de kleine modderkruiper al zo goed als verdwenen in het bekken van de Maas. Kleine modderkruipers werden hier nog enkel aangetroffen in het subbekken van de Mark, in de Leilooop. Ook zijn verspreidingsgebied in het Scheldebekken was sterk aan het afnemen. In 1975 werd hij nog gevonden in het bekken van de Dender, in de Marck. In 1983 vond men de soort nog in de Ourseu, een zijrivier van de Schelde. In de Mostbeek nabij Gent zou hij sinds 1986 verdwenen zijn. Vanaf het eind van de jaren '70 kende deze soort al een sterke achteruitgang in de Grote en de Kleine Nete, waardoor de soort op het einde van de jaren '80 nog enkel werd teruggevonden in enkele bovenlopen van de Kleine Nete, maar hier dan weliswaar in vrij grote aantallen (Bruylants *et al.* 1989).

Het bleek dus dat de kleine modderkruiper tot in 1989 in ijlt tempo verdwijnt uit Vlaanderen en Wallonië. Hierbij moet wel de kanttekening gemaakt worden dat de dieren een zeer sterke verdoken leefwijze hebben en daardoor gemakkelijk over het hoofd kunnen worden gezien.

De soort is vermoedelijk verdwenen uit de stromende wateren van het bekken van de Maas, hij komt zelfs niet meer voor in het subbekken van de Mark, waar hij in 1989 (Bruylants *et al.* 1989) wel voorkwam. Ook in Wallonië zou hij reeds op het einde van de jaren '80 uit het Maasbekken verdwenen zijn (Bruylants *et al.* 1989, Vandelannoote *et al.* 1998).

In Vlaanderen is het enigszins anders gesteld met de kleine modderkruiper. In de periode '83-'84 (Bruylants *et al.* 1989) werd hij op slechts 20 inventarisatiepunten aangetroffen in het Netebekken. Bij een herinventarisatie in 1996 bleek dat het aantal vindplaatsen was toegenomen tot 34. Hun sterkste toename kende ze in het stroomgebied van de Kleine Nete en het subbekken van de Molenbeek-Bollaak. Vroeger ('83-'84) werd de kleine modderkruiper in dit subbekken enkel waargenomen in de Kleine Beek, maar nu heeft de soort zich ook verspreid over de Tappelbeek, de Molenbeek, de Kleine Willeborrebeek en de Bollaak (Yseboodt *et al.* 1997)

Vooraf de verbetering van de waterkwaliteit van de Kleine Nete, de Tappelbeek en de Kleine Willeborrebeek is de verspreiding van de kleine modderkruiper ten goede gekomen (Yseboodt *et al.* 1997).

Kleine modderkruipers worden ook nog in het Grote Netebekken aangetroffen. Zij kennen hier hun verspreiding stroomafwaarts de monding van de Molse Nete. In deze Molse Nete kwam de soort ook nog voor in '83-'84. Zowel op de Grote Nete en de Molse Nete gaat het nog om zeer kleine populaties (Yseboodt *et al.* 1997). Kleine modderkruipers werden echter niet meer gevangen in de middenloop van de Grote Nete te Olmen, stroomopwaarts van het Kanaal Dessel-Schoten, waar de soort jarenlang heeft voorgekomen (Vandelannoote *et al.* 1998).

Dit alles wijst erop dat de kleine modderkruiper zich tegenwoordig gestaag uitbreidt in het bekken van de Nete, en dit is vooral te danken aan een verbetering van de waterkwaliteit (Yseboodt *et al.* 1997).

2.1.2.2. Huidige verspreiding

Stromende wateren

Wat betreft zijn verspreiding in Vlaanderen wordt de kleine modderkruiper aangetroffen in de bovenlopen van het bekken van de Kleine Nete, waar deze soort plaatselijk soms zelfs zeer talrijk kan voorkomen. De kleine modderkruiper komt op dit moment in zowat alle bovenlopen van de Kleine Nete voor, waaronder in waterlopen zoals de Wamp, de Rode Loop, de Daelemansloop, de Zeggeloop en de Larumse loop waar ze vroeger niet voorkwamen, maar ze komt ook nog voor in de midden- en benedenloop van de Kleine Nete en in het subbekken van de Molenbeek-Bollaak in de volgende beken : de Molenbeek, de Kleine beek, de Kleine Willeborrebeek, de Tappelbeek en de Bollaak (Yseboodt *et al.* 1997). Er werden ook nog enkele exemplaren gevonden in de Molse Nete en de Grote Nete (Vandelannoote *et al.* 1998).

Volgens Van Damme & Van Brussel zou de kleine modderkruiper ook nog voorkomen in het benedenlopenstelsel van de Bellebeek in 's Herensmeers. In ditzelfde gebied werd er in 1990 nog 1 exemplaar gevangen in de Driessesloot (Vandelannoote *et al.* 1998). In 1998 werden er ook nog enkele kleine modderkruipers gevangen in de Laarse beek (Seeuws, pers.med.).

Tabel 1: Verspreiding van de kleine modderkruiper (*Cobitis taenia*) volgens Vandellannoote *et al.* (1998) in onze Vlaamse beken en rivieren.

Locatiepunt	Code	Locatiepunt	Code
Achterste Nete (baan Mol)	2	Kleine Wilborrebeek (Zs)	2
Achterste Nete (Dijkstraat)	2	Larumse loop	1
Achterste Nete (sas)	3	Leiloop (Meersel)	9
Bollaak	3	Looiendse Nete (baan Kasterlee)	3
Breiloop	3	Looiendse Nete (Heike)	3
Daelemansloop	3	Molenbeek (Nijlen)	3
Desselse Nete (baan Mol)	2	Molse Nete (Kievermont)	1
Desselse Nete (voor monding)	2	Molse Nete (voor monding)	2
Grote Nete (autostrade)	2	Mostenloop	1
Grote Nete (Hoolstmolen)	9	Rode loop (Arendonk)	3
Grote Nete (na Molse Nete)	1	Rode loop (Kasterlee)	2
Grote Nete (Oosterlo)	1	Scherpenbergloop	1
Grote Nete (voor Molse Nete)	2	Tappelbeek (Ranst)	3
Klein Neetje (Pontfort)	4	Vleminksloop	9
Kleine beek	2	Wamp (mondning)	3
Kleine Nete (Bobbejaanland)	8	Zeggeloop	3
Kleine Nete (Calimero)	3	Zwarte Nete (Avoortbrug)	2
Kleine Nete (Grobbendonk)	3	Zwarte Nete (ban Mol)	3
Kleine Nete (Herentals)	8	Rooise loop28	5
Kleine Nete (Kasterlee)	2	Driesesloot	5
Witte Nete (Oostelijke eindpaal)	4	Loopsloot (Oost)	5
Kleine Nete (Retiemolen)	2		

Legende Codes :

- 1: 1 exemplaar per 100m
- 2: 2-9 exemplaren per 100m
- 3: 10-99 exemplaren per 100m
- 4: meer dan 100 exemplaren per 100m
- 5: literatuurgegevens uit thesis KULeuven
- 8: geen aantalsschattingen (bootgegevens)
- 9: literatuurgegevens Bruylants *et al.* (1989)

Stilstaande wateren

Kleine modderkruipers komen in Vlaanderen niet alleen voor in stromende wateren. Er werden ook waarnemingen gedaan van deze soort in een aantal poldergrachten, vijvers en grote plassen. Meestal ging het hier over een beperkt aantal exemplaren bekomen met een grote vangstinspanning. Slechts in enkele gevallen werden er grote aantallen kleine modderkruipers gevangen, wat wijst op een stabiele en gezonde populatie. Om deze reden zullen we de vindplaatsen dan ook onderverdelen in 2 categorieën. We treffen de kleine modderkruiper aan in de provincies :

- Antwerpen (Vandelannoote *et al.* 1998)
 - Klein aantal modderkruipers :
 - Het Blaasveldbroek bij Mechelen, een oude turfput
 - De vijver van De Melle, een oude zandwinningsput in het bekken van de Kleine Nete te Turnhout
 - Het Fort van Oelegem in het bekken van het Schijn
 - Groot aantal modderkruipers
 - Het Muisbroek te Ekeren
 - Het Groene Wiel te Wintam (Hingene, Bornem) (Yseboodt, pers.med.)
- Vlaams Brabant (Belpaire *et al.* 1989, De Charleroy & Belpaire 1993)
 - Groot aantal modderkruipers :
 - Het Meer van Hofstade, een oude zandwinningsput te Zemst
- Oost-Vlaanderen (Nagels *et al.* 1994)
 - Klein aantal modderkruipers :
 - Kieldrechtse Kreek (Polders)
- Limburg (Belpaire *et al.* 1989, De Charleroy & Belpaire 1993)
 - Klein aantal modderkruipers :
 - Het Schulensmeer, een wachtbekken van de Demer
 - Oude Maasarm te Stokkem (Dilsen)

Deze waarnemingen kunnen een aanwijzing zijn dat zeldzame soorten, die slechts op enkele plaatsen werden waargenomen, misschien wel een ruimere verspreiding kennen. Het aantonen van kleine populaties is echter zeer moeilijk (Belpaire *et al.* 1989, De Charleroy & Belpaire 1993). Het feit dat de soort sterk geconcentreerd voorkomt in relatief kleine plekken met een fijn substraat, kan ervoor gezorgd hebben dat de soort vaak over het hoofd werd gezien bij inventarisaties en dat ze hierdoor zeldzamer wordt geacht dan het geval is (Robotham 1990).

2.1.2.3. Samenvatting

In Vlaanderen zijn er op dit moment nog slechts enkele vindplaatsen van de kleine modderkruiper gekend. In Wallonië zou ze zelfs volledig uitgestorven zijn. Naast zijn beperkte verspreiding in waterlopen, komt de kleine modderkruiper nog wel voor in een aantal stilstaande waterbekkens, waardoor deze soort misschien wel minder zeldzaam is dan er aangenomen wordt. Historisch zou de soort algemeen zijn geweest in onze Vlaamse beken en rivieren, maar op dit ogenblik kan ze zich in Vlaanderen nog enkel handhaven in het Netebekken. Slechts in enkele bovenlopen van het subbekken van de Kleine Nete komt de soort nog in grote aantallen voor. In deze bovenlopen is er wel een uitbreiding van het areaal van de kleine modderkruiper merkbaar.

2.2. Begeleidende vissoorten

Bij het onderzoek naar kleine modderkruipers werden er ook andere soorten aangetroffen. Volgende begeleidende vissoorten, met weergave van de totale biomassa werden in 1997 en 1998 in de Witte Nete aangetroffen:

Soort	Zomer 1997		Winter 1998		Zomer 1998	
	aantal	biomassa (g)	aantal	biomassa (g)	aantal	biomassa (g)
bermpje	45	426	118	756	23	170
snoek			1	230		
baars	193	1177	317	2830	53	617
pos					8	13
3-doorn	65	33	115	160	47	20
10-doorn			8	12	4	2
grondel	39	1220	155	2186	58	1281
blankvoorn	9	163	34	312	11	197
winde			2	23		
brasem	2	765				
karper	1	29				
paling	29	924	26	309	15	202
katvis	6	542				
donderpad	2	6	1	4		
rivierkreeft	19	305	2	67	5	130

Vervolgens werden de aantallen van de verschillende vissoorten in de Witte Nete weergegeven in een taartdiagram. Deze weergaven benadrukken de opbouw van de visgemeenschap. Figuur 1 geeft de levensgemeenschap in de zomer van 1997, figuur 2 van de winter van 1998 en figuur 3 van de zomer van 1998.

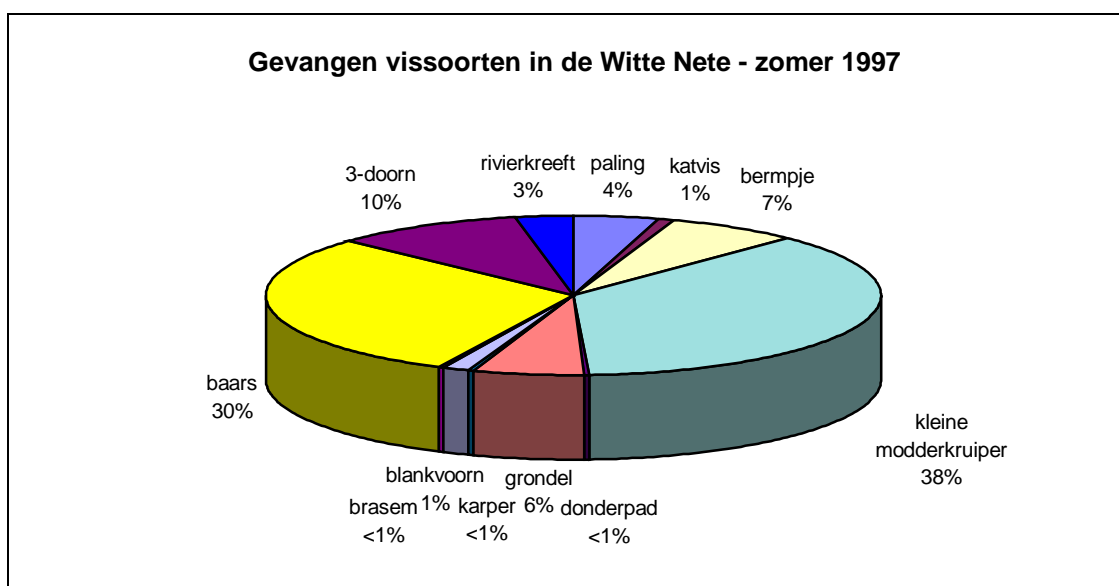


Fig. 1: Levensgemeenschap van de vissoorten in de Witte Nete in de zomer van 1997.

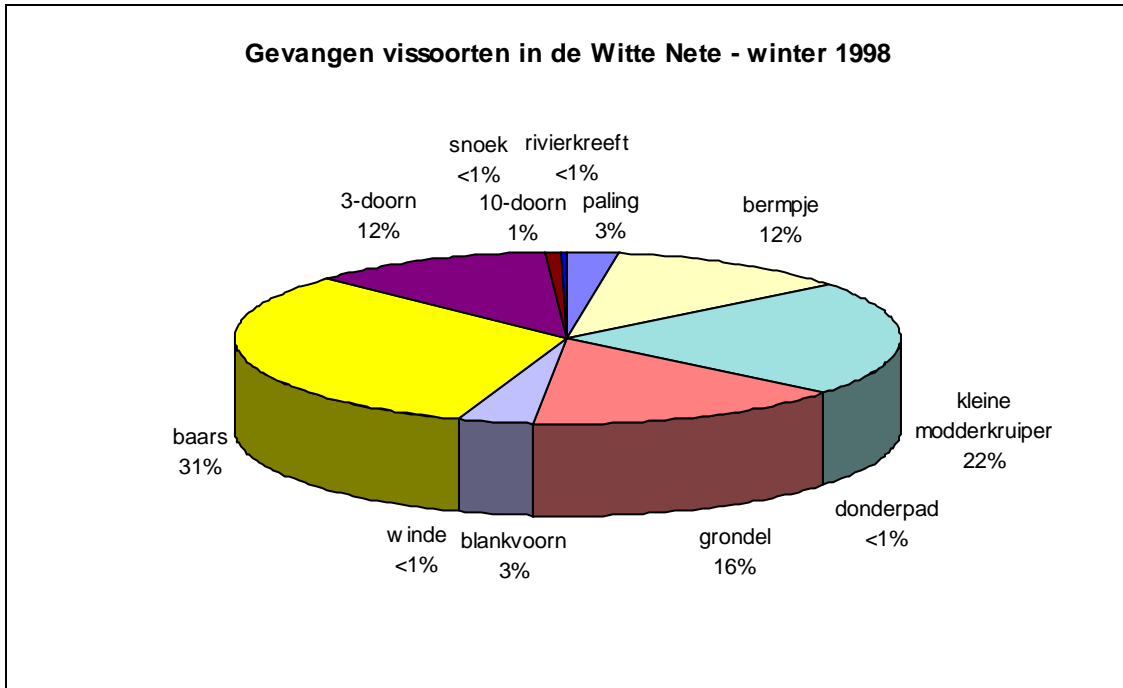


Fig. 2: Levensgemeenschap van de vissoorten in de Witte Nete in de winter van 1998.

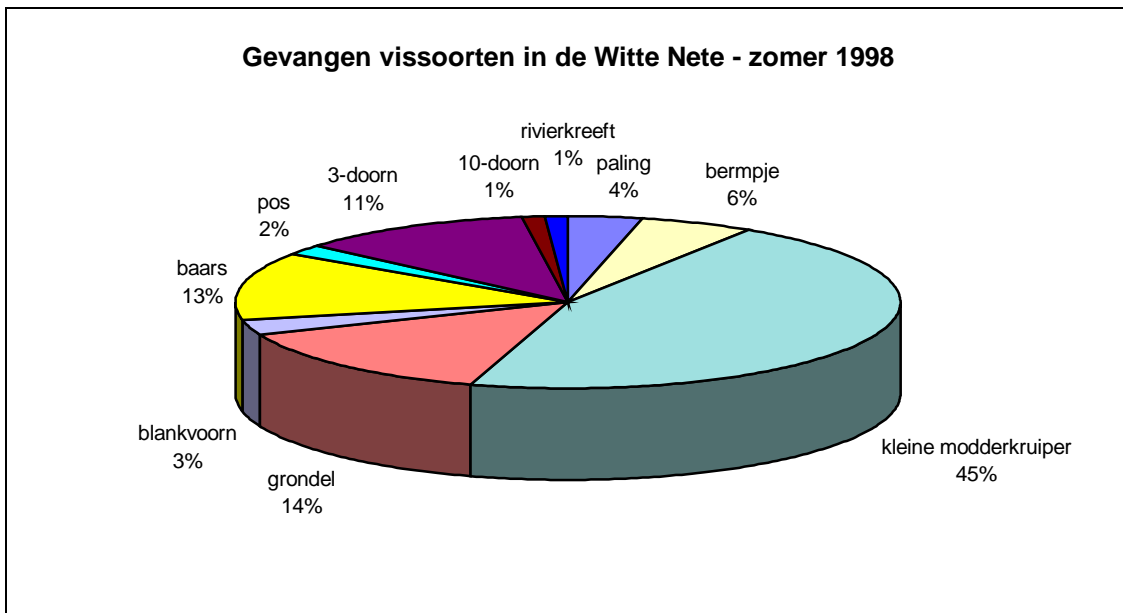
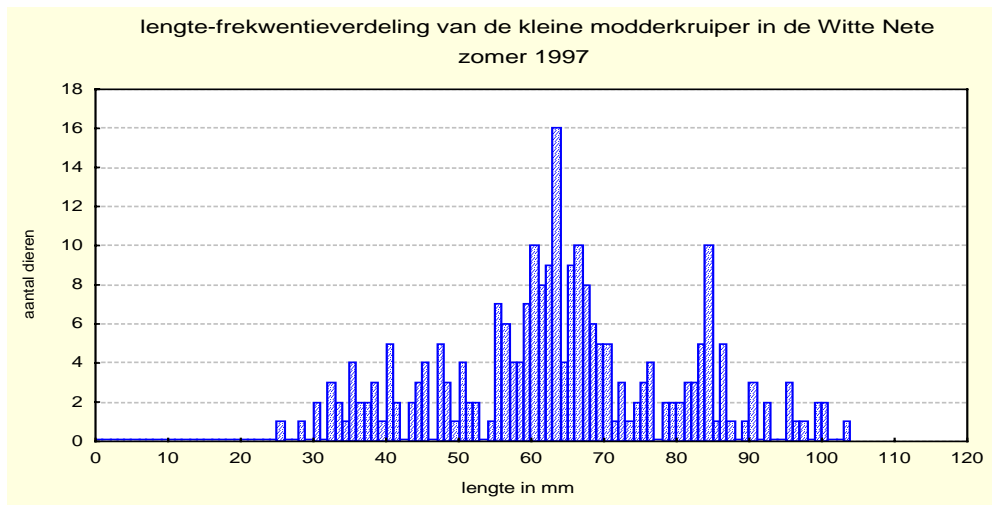


Fig. 3 : Levensgemeenschap van de vissoorten in de Witte Nete in de zomer van 1998.

2.3. Populatiestructuur

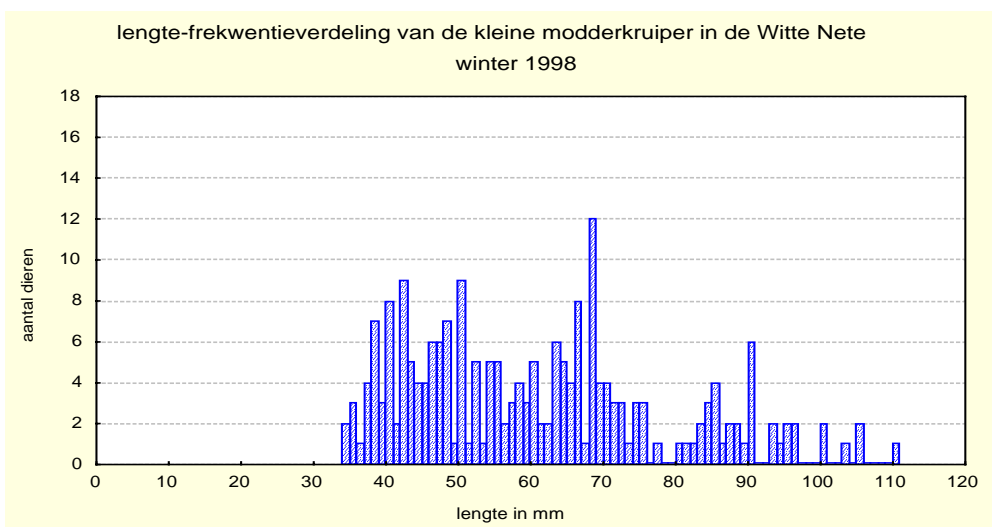
2.3.1. Zomer '97



Deze resultaten wijzen op kleine aantallen juveniele dieren met een lichaamslengte tussen 25 en 55mm. Deze 'piek' bestaat uit 0+-dieren. De onderzochte populatie had ook nog een piek rond 64mm, welke vermoedelijk bestond uit 1+-dieren. Hierna wordt het onderscheid tussen de verschillende leeftijdsklassen zeer vaag en wordt het moeilijk om leeftijden in te schatten. Er is nog wel een piekje merkbaar op 85mm. Het grootste gevangen dier had een lengte van 104mm.

Er werden hier 238 exemplaren gevangen, waarvan 63 juvenielen en 175 adulten (ratio van 1 : 2.8). Er werden 139 wijfjes en 63 mannetjes gevangen. Van 36 exemplaren was het geslacht onduidelijk, wat voornamelijk te wijten was aan het feit dat bij te kleine, juveniele exemplaren de canestrini-schub nog niet voldoende ontwikkeld is, waardoor het geslacht niet bepaald kan worden. De sex-ratio (m/v) bedroeg 1 : 2.2.

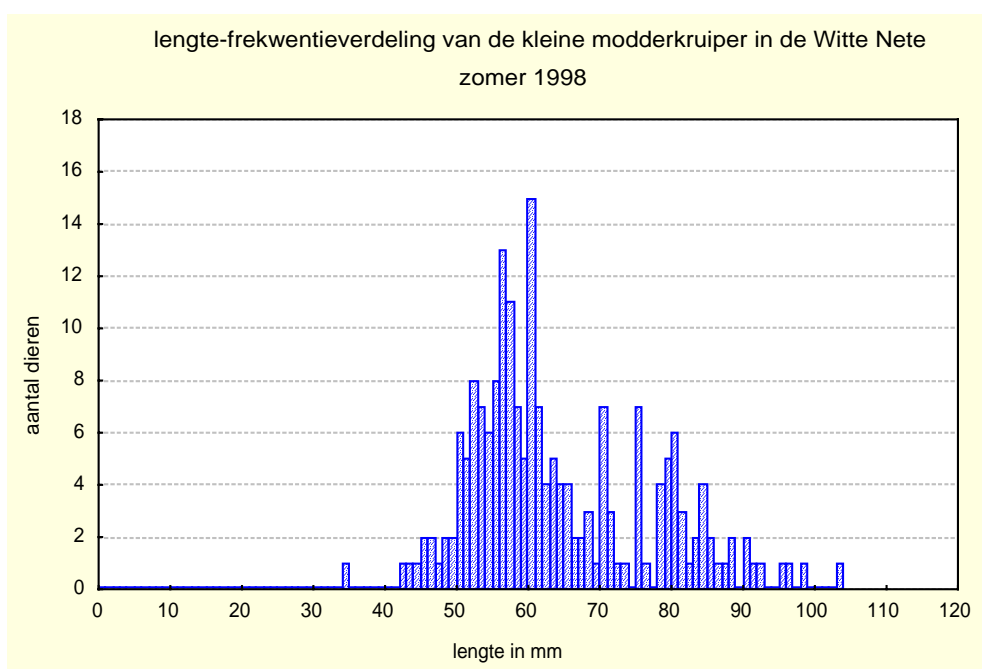
2.3.2. Winter '98



In de winter van '98 had de onderzochte populatie een nog onduidelijkere populatiestructuur qua leeftijdsindeling dan in de zomer van '97. Er is wel een duidelijke verschuiving opgetreden in de 0+-piek. Wat wel opvalt is dat er veel juvenielen werden gevangen, maar minder adulten in vergelijking met vorige zomer. De reden voor dit fenomeen blijft vooralsnog onduidelijk. De juveniele modderkruipers hadden een lengte tussen de 34 en de 56mm. Het grootste gevangen exemplaar had een lengte van 110mm.

Er werden 214 exemplaren gevangen, waarvan 98 juvenielen en 116 adulten (ratio van 1 : 1.2). Er werden 118 wijfjes en 45 mannetjes gevangen. Van 51 exemplaren was het geslacht onduidelijk. De sex-ratio (m/v) bedroeg 1 : 2.6.

2.3.3. Zomer '98



Hier werden er terug meer adulten gevangen dan in de winter. De bekomen piek stelt waarschijnlijk de 1+-individuen voor. Ook hier is het zeer moeilijk om de verschillende leeftijdsklassen te onderscheiden. Wat wel opvalt is dat er minder kleine juvenielen werden gevangen dan in de zomer van '97. De reden voor dit fenomeen blijft onduidelijk. Vermits de ratio juvenielen / adulten in vergelijking met de zomer van 1997 ongeveer constant bleef, kan het zijn dat er een snellere groei is opgetreden van de 0+-dieren in vergelijking met 1997. Het grootste gevangen exemplaar had een lengte van 103mm.

Er werden 187 exemplaren gevangen, waarvan 51 juvenielen en 136 adulten (ratio van 1 : 2.7). Er werden 122 wijfjes en 56 mannetjes gevangen. Van de rest was het geslacht onduidelijk. De sex-ratio (m/v) bedroeg 1 : 2.2.

DEEL III : HABITATKARAKTERISATIE EN ECOLOGIE

Typering van het habitat

1. Materiaal en methoden

1.1. Karakterisatie van het habitat

Het beschikbare habitat wordt gekarakteriseerd aan de hand van transekten, die loodrecht op de oever van de waterloop staan. De afstand tussen twee opeenvolgende transekten bedraagt 10 meter en de volledige lengte van het bestudeerde traject wordt van dergelijke transekten voorzien.

Langsheen elk transekt in de Witte Nete werden in de breedte van de waterloop 5 meetpunten uitgezet; één tegen elk van beide oevers, één in het midden van de waterloop en de twee overige tussen de respectievelijke oever en het midden. Ook op elke plaats waar er minstens 1 kleine modderkruiper werd gevangen, werd dit punt van een merkteken voorzien.

Op alle meetpunten werden de verschillende habitatvariabelen bepaald. Dit gebeurde steeds op dezelfde dag als de bevissing, zodat beide gegevensgroepen te vergelijken waren.

De diepte (of de hoogte van de waterkolom op het beschouwde punt) werd bepaald tot op 2cm nauwkeurig met behulp van een peilstok. De stroomsnelheden werden bepaald tot op 0.01m/s nauwkeurig met behulp van een stroomsnelheidsmeter Marsh-McBirney - model 201D. De stroomsnelheid werd gemeten net boven het substraat (hetgeen gezien de gebruikte meter neerkwam op een hoogte van 5cm), en net onder het wateroppervlak. De gemiddelde stroomsnelheid op een hoogte van 0.4 x de hoogte van de waterkolom gerekend vanaf het substraat, die in de literatuur vaak aangehaald wordt, werd hier niet berekend gezien de biologische irrelevantie van deze maat voor de beschouwde soort. De kleine modderkruiper is immers een bodembewonende soort waarvan men bijgevolg mag verwachten dat als de stroomsnelheid bepalend is, het vooral die net boven het substraat zal zijn.

Voor de studie naar de kleine modderkruiper werd op elk meetpunt een staal van het substraat genomen met behulp van een Ponar-grijper. Het staal werd getransporteerd in een plastic zak en in het laboratorium van het overtollige water ontdaan door bezinking, afheveling en droging. De substraatsfrakties 1-2mm, 2-4mm en >4mm werden met een zeef van de rest gescheiden. Vervolgens werd het volumepercentage van de overige groottefrakties bepaald. Dit gebeurde op het Instituut voor Natuurbehoud met de Mastersizer S long bed Ver. 2.15 (Malvern Instruments, UK). De onderscheiden klassen waren; <0.063mm (klei en slib), 0.063-0.125mm (zeer fijn zand), 0.125-0.25mm (fijn zand), 0.25-0.5mm (middelgrof zand) en 0.5-1mm (grof zand).

1.2. Microhabitat-preferentiemodellen

Binnen de range van 'geschikt' habitat voor een bepaalde soort, zal er steeds een bepaalde voorkeur zijn voor een bepaald habitat binnen deze range. De vissen zullen soms ook wel marginale habitats gebruiken als de beschikbaarheid aan een beter habitat beperkt is. Voor elke parameter zou de frequentie van het aantal vissen voor een bepaalde klasse kunnen worden uitgezet. De piek van deze bekomen curve kan beschouwd worden als de optimale range voor een bepaalde habitatvariabele en krijgt een wegingsfactor 1. De staart van de curve vertegenwoordigt dan de minder geschikte habitats (tot ongeschikt habitat met parameter 0) (Heggenes 1990).

De preferentie voor een bepaald habitat kan dan worden bepaald als de ratio tussen microhabitat-gebruik en microhabitat-beschikbaarheid (Bozek & Rahel 1992).

Microhabitatmodellen zijn gebaseerd op 3 assumpties :

- het microhabitat dat gebruikt wordt door de vissen wordt verondersteld het geprefereerde microhabitat te zijn (waarmee bedoeld wordt dat de vissen niet zijn weggevlucht vanuit hun oorspronkelijke positie)
- de vissen selecteren het optimale microhabitat voor groei en overleving
- voorkeur voor een bepaald microhabitat is karakteristiek voor een bepaalde soort, wat wil zeggen dat deze voorkeuren kunnen doorgetrokken worden naar andere waterlopen (Bozek & Rahel 1992)

Heggenes (1990) merkte hier wel op dat bij het elektrisch vissen, ten gevolge van de galvanotaxis, de vis zich niet altijd in zijn oorspronkelijke positie zal bevinden. Bovendien kan het zijn dat de vis in snelstromende wateren mee wegspoelt met de stroming. Bij het verzamelen van gegevens die bekomen werden met elektrische visvangst moet hier wel rekening mee worden gehouden.

1.3. Weergave van de resultaten

1.3.1. Gebruik van het habitat

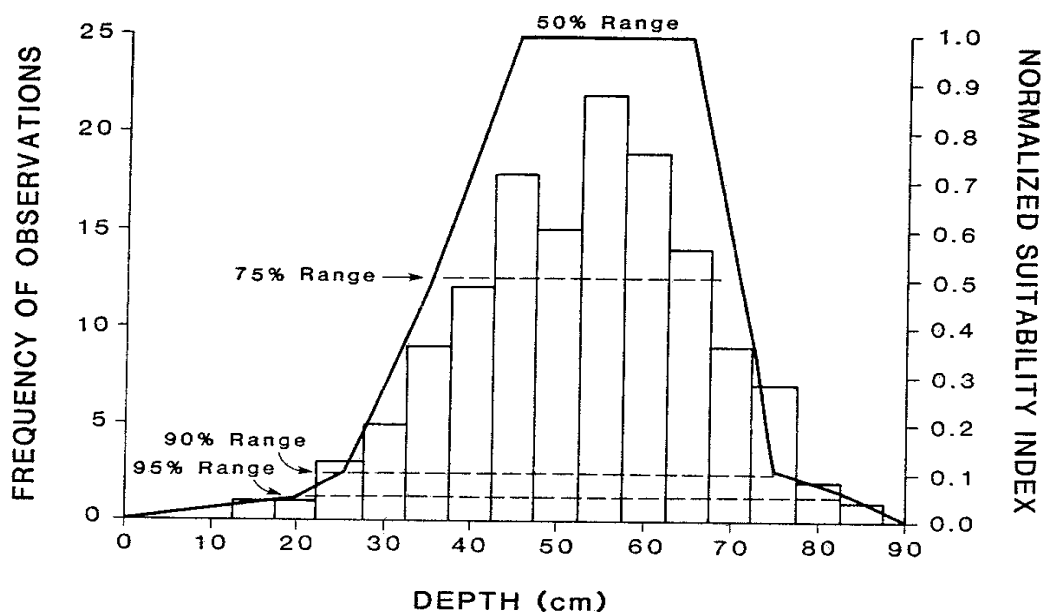
Voor elke habitatvariabele werden frekwentiehogrammen gemaakt. De continue variabele werd daartoe in intervallen ingedeeld (5cm voor de diepte, 0.05m/s voor de stroomsnelheden), voor het substraat werden de onderscheiden grootteklassen gebruikt. Voor elk variabele-interval werd de gebruiksindex (GI) berekend door de frekwentie van het interval te delen door de maximumwaarde van het histogram. Hierdoor konden we frekwentieverdelingen verkrijgen die genormaliseerd werden door de maximale amplitude de waarde 1 te geven, en die bijgevolg eenvoudiger onderling te vergelijken zijn.

Voor elk frekwentiehogram werden uitgaande van de gegevens in de x-as de gebruiksintervallen berekend waarin 50%, 75% en 90% van de metingen van de variabele valt. De beneden- en bovengrenzen van deze gebruiksintervallen liggen resp. bij p 0.25-0.75, p 0.125-0.875 en p 0.05-0.95 (Bovee 1986, Barras 1992).

Aan de gebruiksintervallen die 75% en 50% van de verdeling van een variabele omvatten, kennen we resp. de habitatwaarden 0.5 en 1.0 toe, volgens het principe van de 'normalised suitability index', N.S.I. Aan het gebruiksinterval dat 90% van de verdeling omvat, kennen we de waarde van 0.2 toe (Bovee 1986). Deze habitatwaarden (HW) zijn dus te berekenen volgens de formule:

$$HW = 2 \times (1 - P) \quad \text{waarbij } P = \text{gebruiksinterval}$$

Volgende figuur (uit Bovee 1986) geeft een duidelijk beeld over de frequentiehogrammen met hun gebruiksintervallen.



Het berekenen van de gebruiksintervallen heeft als effect dat boven de data van het histogram een soort van overkoepeling wordt berekend. Eén van de voordelen ervan is de eenvoud. De data bv. hoeven niet normaal verdeeld te zijn.

Wanneer van een variabele een klein aantal extreme waarden gemeten wordt die buiten de 'gewone' range vallen, kan dit leiden tot een overschatting van het gebruiksinterval. Om dit te vermijden berekenen we een gewogen gebruiksamplitude A die hiermee rekening houdt door de gebruiksintervallen te vermenigvuldigen met hun respectievelijke habitatwaarde (HW). De som van de produkten van de gebruiksintervallen met hun habitatwaarde wordt vervolgens gedeeld door de som van de verschillende habitatwaarden. De algemene formule luidt:

$$A_i = \frac{\sum_{j=1}^n (P_{j,i} \times HW_j)}{\sum_{j=1}^n HW_j}$$

waarbij A_i = gewogen gebruiksamplitude van variabele i

$P_{j,i}$ = breedte van het gebruiksinterval van variabele i gerelateerd met j (50, 75 of 90%)

HW_j = habitatwaarde gerelateerd met j (1.0 voor gebruiksinterval van 50%, 0.5 voor interval van 75% en 0.2 voor interval van 90%)

Voorbeeld voor waterdiepte:

<i>gebruiksinterval</i>	<i>habitatwaarde</i>	<i>produkt</i>
P50 = 62-105 (43)	1.0	43cm
P75 = 52-122 (70)	0.5	35cm
P90 = 37-138 (101)	0.2	20.2cm
		som van de produkten = 98.2cm
		som van de habitatwaarden = 1.7
		<i>gewogen gebruiksamplitude = 57.8cm</i>

1.3.2. Voorkeurscurves voor een habitat

De term voorkeur voor een bepaalde klasse van een variabele, verwijst naar het begrip keuze en staat bijgevolg in verband met het gebruik ('habitat-use') dat een soort maakt en met het aanbod ('habitat-availability') van die variabele. De voorkeurscoëfficiënt wordt als volgt berekend (Bovee, 1986):

$$P_i = (F_i / F_t) / (D_i / D_t)$$

waarbij P_i = voorkeur van een soort voor de waarde i van variabele x

F_i = aantal vissen verbonden met waarde i van variabele x

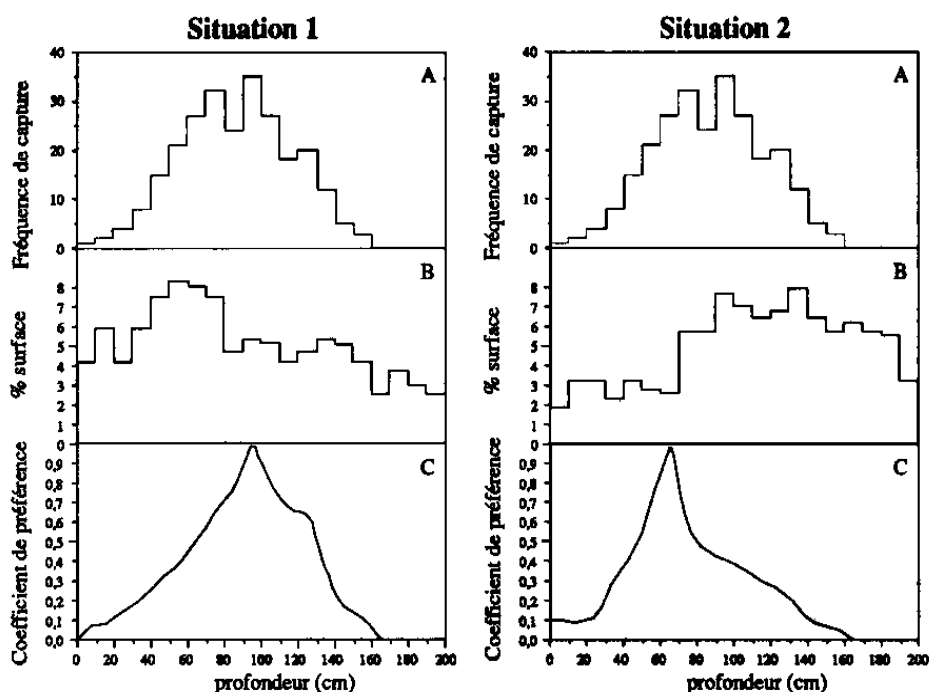
F_t = totaal aantal vissen

D_i = aantal metingen van variabele x die waarde i hebben

D_t = totaal aantal metingen van variabele x

De voorkeurscoëfficiënten worden vervolgens genormaliseerd door ze te delen door de maximumwaarde van de verdeling. Hierdoor worden curves bekomen die eenvoudig vergelijkbaar zijn tussen verschillende waterlopen of soorten.

Volgende figuur (uit Baras 1992) geeft een duidelijk beeld over de vorming van een voorkeurscurve (C) uit het habitatgebruik (A) en de habitatbeschikbaarheid (B).



De beschreven aanpak kent evenwel een aantal beperkingen, eigen aan de methodiek of van biologische aard, waarvan we er kort twee aanhalen. Een eerste beperking houdt verband met het overschatten van de voorkeur voor habitats die slechts sporadisch in de waterloop aanwezig zijn. Stel dat er twee klassen *i* en *j* zijn van een variabele *x*, die in het bestudeerde traject resp. 1% en 30% van het aanbod uitmaken. Stel dat voor elk van beide klassen resp. 5% en 60% van het aantal van een soort wordt aangetroffen. De (nog niet gestandaardiseerde) voorkeurscoëfficiënt van de soort voor de klasse *i* en *j* bedraagt dan resp. 5.0 en 2.0. Na standaardisering zal aan klasse *j* een voorkeurscoëfficiënt toegekend worden van slechts 0.4, terwijl ze toch 60% van het aantal dieren omvat.

Een tweede beperking houdt verband met het bepalen van het aanbod aan habitat in een waterloop. Gewoonlijk wordt het aanbod logischerwijze bepaald in het traject dat bevist wordt, maar individuen kunnen actief zijn in een gebied dat uitgestrekter is dan hetgeen bestudeerd wordt. Een vergelijkbaar probleem komt voor bij individuen die een zeer beperkt activiteitsgebied hebben t.o.v. het bestudeerde traject.

Voor de eerste beperking lijkt van toepassing op de bestudeerde soorten. De voorkeurscurves dienen dan ook met het nodige voorbehoud bekeken te worden.

1.3.3. Principale Component Analyse en ANOVA

Met behulp van Principale Component Analyse (PCA) en ANOVA werd nagegaan of het habitatgebruik verschilt tussen de seizoenen en tussen de leeftijdsklassen. PCA wordt toegepast enerzijds om het aantal variabelen te verminderen en anderzijds om een aanwezige structuur in de variabelen duidelijk te maken, m.a.w. om de variabelen een rangorde te geven. Uit de variabelen worden degenen gehaald die het meest essentieel zijn en deze worden vervolgens gekombineerd in één of meerdere factoren. Elke opeenvolgende faktor die uit de PCA bekomen wordt, heeft een kleinere bijdrage tot de variabiliteit dan de voorgaande faktor. Er ontstaat dus een rangorde van factoren en bijgevolg ook van de samenstellende variabelen. De algemene regel luidt die factoren te behouden met eigenwaarden groter dan 1. Een variabele wordt als essentieel beschouwd en in de faktor opgenomen, wanneer de 'factor loading' groter is dan 0.70. Variabelen met een kleinere 'loading', worden niet in de faktor meegerekend en worden als niet essentieel genoeg beschouwd om mee de variabiliteit te verklaren. Op de 'factor scores' uit de PCA werd vervolgens een ANOVA toegepast om seizoenale en leeftijdsverschillen te onderzoeken net als eventuele interacties tussen beide.

Voor dit alles werden de data met betrekking tot gebruik en aanbod aan habitat eerst logaritmisch getransformeerd. De grootteklassen stelden daarbij het probleem dat de intervallen van ongelijke grootte zijn. Om dit mee in te calculeren, werd van elke klasse de gemiddelde korrelgrootte genomen en vervolgens gerekend met het logaritme van dit gemiddelde (bv. dominante klasse = 0.125-0.25mm, gemiddelde grootte = 0.1875mm, log gemiddelde grootte = -0.73).

2. Resultaten en bespreking

2.1. Kleine modderkruiper in de Witte Nete

2.1.1. De habitataanbods-, gebruiks- en voorkeurscurve

2.1.1.1. Voor de Winter- en Zomerperiode

Bijgevoegde figuren geven de aanbodscures, de gebruikscures en de voorkeurscures weer voor de winterperiode (Witte Nete, januari 1998) en de zomerperiode (Witte Nete, augustus 1998) voor de diepte, de stroomsnelheid tegen het substraat, de stroomsnelheid aan het oppervlak en de dominante korrelgrootte. De indexen variëren tussen 0.0 en 1.0 en werden bekomen door normalisatie van de frekwenties. De gebruikintervallen van resp. 50%, 75% en 90% zijn weergegeven, evenals de gewogen gebruiksamplitude A en het aantal metingen N.

Diepte: het gebruik van de habitatvariabele diepte verschilt lichtelijk tussen de winter- en de zomerperiode; in de winter strekt de optimale diepte-range zich uit van 25-37cm (50%-gebruiksinterval, HW = 1.0), in de zomerperiode gebruiken de dieren iets diepere gedeelten van de waterloop met dieptes tussen 30 en 42cm (zie bijgevoegde figuur). De gewogen gebruiksamplitude in de winter is iets groter dan in de zomer, resp. 16.8 tegenover 15.9. Worden de gebruikscures vergeleken met de aanbodscures, dan blijkt dat in de winter de dieren de diepste gedeelten voorhanden amper gebruiken, in de zomerperiode is het omgekeerde waar en worden de ondiepe stukken niet gebruikt. Uit de voorkeurscures blijkt dat de kleine modderkruiper in de winter een iets bredere voorkeursrange aan dieptes heeft.

Stroomsnelheid tegen het substraat: tussen winter en zomer is er een beduidend verschil in gebruik en aanbod (zie bijgevoegde figuur). In de winterperiode is het aanbod aan snelheden min of meer gelijkmatig verspreid over de gehele range. De gebruikscure lijkt er sterk op. De optimale gebruikrange ligt tussen 0.13 en 0.25m/s met een gewogen gebruiksamplitude van 0.17. In de zomerperiode echter is het aanbod aan snelheden veel beperkter en zijn vooral de lagere stroomsnelheden goed vertegenwoordigd. Dit weerspiegelt zich ook in de gebruikscure; de optimale range ligt beduidend lager dan in de winter, namelijk bij 0.02-0.12m/s en de gebruiksamplitude is iets enger. De voorkeurscures laten voor de winterperiode een voorkeur voor snelheden rond 0.20m/s zien, voor de zomerperiode rond 0.05m/s.

Stroomsnelheid aan het oppervlak: in de winter worden iets hogere stroomsnelheden aan het oppervlak gebruikt dan in de zomer; de optimale range ligt bij 0.25-0.35m/s in de winter, bij 0.17-0.27m/s in de zomer (zie bijgevoegde figuur). De gewogen gebruiksamplitudes zijn echter identiek. Het aanbod aan lage stroomsnelheden is in de zomer beduidend hoger dan in de winter, maar deze snelheden worden in beide seizoenen vermeden. De voorkeurscures doen uitschijnen dat in de zomer de dieren lagere oppervlaktestroomsnelheden stroomsnelheden verkiezen dan in de winter.

Dominante korrelgrootte: in de winterperiode wordt een iets grover substraat gebruikt dan in de zomerperiode, hetgeen echter te wijten kan zijn aan het feit dat ook het aanbod in deze zin verschilt (zie bijgevoegde figuur). De voorkeurscures tonen eveneens dit seizoenale verschil.

2.1.1.2. Voor beide seizoenen, opgesplitst voor juvenielen en adulten

Bijgevoegde figuren geven de aanbodscurves, de gebruikscurves en de voorkeurscurves weer voor de winterperiode en de zomerperiode van de habitatvariabelen diepte, stroomsnelheid tegen het substraat, stroomsnelheid aan het oppervlak en dominante korrelgrootte, en dit voor juvenielen ($\leq 55\text{mm}$) en adulten ($> 55\text{mm}$) afzonderlijk.

Diepte: vergelijking van de optimale diepteranges leert dat in de winter juveniele dieren in iets ondiepere delen gevonden worden dan de adulten, maar het verschil tussen de gebruikscurves en de optimale gebruiksranges is klein. In de zomerperiode is dit zo mogelijk nog kleiner; juvenielen en adulten gebruiken dan net dezelfde diepteranges in de waterloop. De gebruiksamplitude van de juvenielen is echter breder dan die van de adulten, in beide seizoenen. Zowel juvenielen als adulten worden in de zomerperiode op iets grotere diepte gevonden dan in de winterperiode.

Stroomsnelheid tegen het substraat: het aanbod verschilt sterk tussen winter en zomer; in de winterperiode is het aanbod gespreid over de gehele range aan snelheden, in de zomer echter zijn voornamelijk de lagere stroomsnelheden vertegenwoordigd. In zowel de winterperiode als de zomerperiode gebruiken juvenielen en adulten dezelfde stroomsnelheden tegen het substraat. De gebruiksamplitude is eveneens identiek. Worden de seizoenen onderling vergeleken dan blijkt dat zowel juvenielen als adulten in de winterperiode hogere stroomsnelheden gebruiken dan in de zomer, doch dit kan niet los gezien worden van het verschillende aanbod tussen beide seizoenen. Ook de voorkeurscurves vertonen een gelijkaardige verschuiving naar lagere waarden in de zomerperiode.

Stroomsnelheid aan het oppervlak: zowel in de winterperiode als in de zomerperiode gebruiken juvenielen en adulten ongeveer dezelfde stroomsnelheden aan het oppervlak. In de winter ligt de optimale gebruiksrage van de juveniele dieren iets lager dan die van de adulten, resp. bij $0.22\text{-}0.33\text{m/s}$ en $0.26\text{-}0.36\text{m/s}$, maar het verschil is klein. De situatie in de zomerperiode is gelijkaardig; juvenielen en adulten gebruiken snelheden van $\pm 0.17\text{-}0.27\text{m/s}$. Zowel juvenielen als adulten gebruiken in de winterperiode hogere stroomsnelheden dan in de zomerperiode, hetgeen zijn oorzaak kan vinden in de sterke aanwezigheid van de laagste snelheden in de zomer.

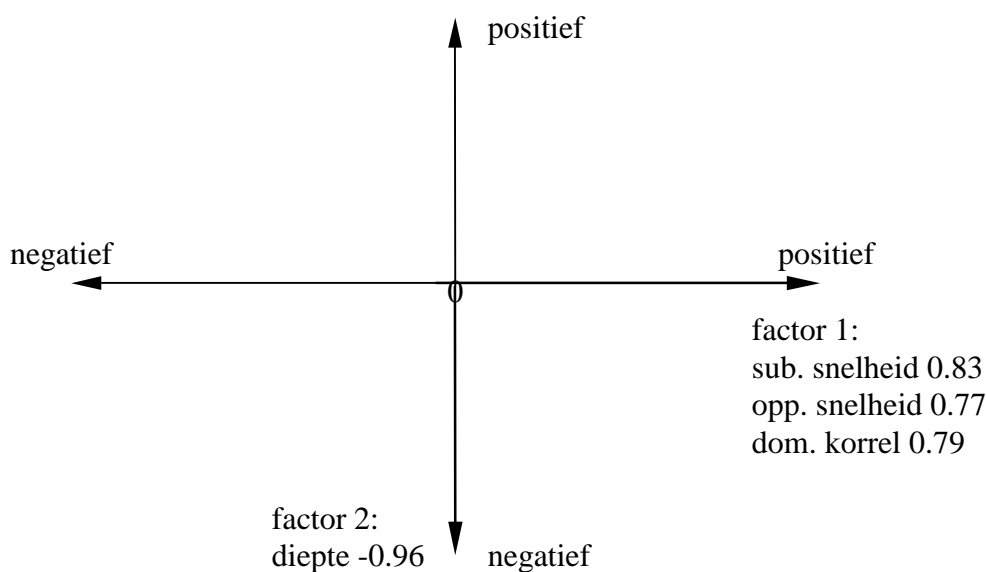
Dominante korrelgrootte: het aanbod aan de fijnste substraatfractie is in de zomer beduidend groter dan in de winter. In de winterperiode gebruiken juvenielen en adulten dezelfde frakties, en dan voornamelijk de fractie $0.25\text{-}0.5\text{mm}$. De kleinere fractie van $0.125\text{-}0.25\text{mm}$ wordt, niettegenstaande het aanbod, minder gebruikt. Ook in de zomerperiode gebruiken beide leeftijdscategorieën hetzelfde substraat. In deze periode gaat de voorkeur van zowel juvenielen als adulten echter uit naar de fractie $0.125\text{-}0.25\text{mm}$, en worden dieren ook op de fijnste substraatsfractie aangetroffen.

2.1.2. Principale Component Analyse en ANOVA

Met behulp van Principale Component Analyse en ANOVA werd gekeken naar eventuele verschillen in habitatgebruik tussen de beide seizoenen, tussen de twee leeftijds-categorieën, de juvenielen ($\leq 55\text{mm}$) en de adulten ($>55\text{mm}$), en tussen de twee geslachten.

Uit de Principale Component Analyse werden twee factoren bekomen (2 assen, factor 1 eigenwaarde 1.90, factor 2 eigenwaarde 1.12). Factor 1 omvat de variabelen 'snelheid tegen het substraat', 'snelheid aan het oppervlak' en 'dominante korrelgrootte' (factor loadings resp. 0.83, 0.77 en 0.79) en verklaart 47.6% van de variatie. Factor 2 omvat de variabele 'diepte' (factor loading -0.96) en verklaart 75.7% van de totale variatie. De variabele 'diepte' draagt dus het meest bij tot de variatie in de data.

Het teken (+ of -) van de factor loading geeft weer in welke zin de variabele bekeken moet worden langs de factor-as. De factor loadings uit factor 1 zijn positief, die uit factor 2 is negatief. De richting waarin factor 1 te interpreteren is, is dus dezelfde als die van de PCA-as, voor factor 2 is dit omgekeerd.

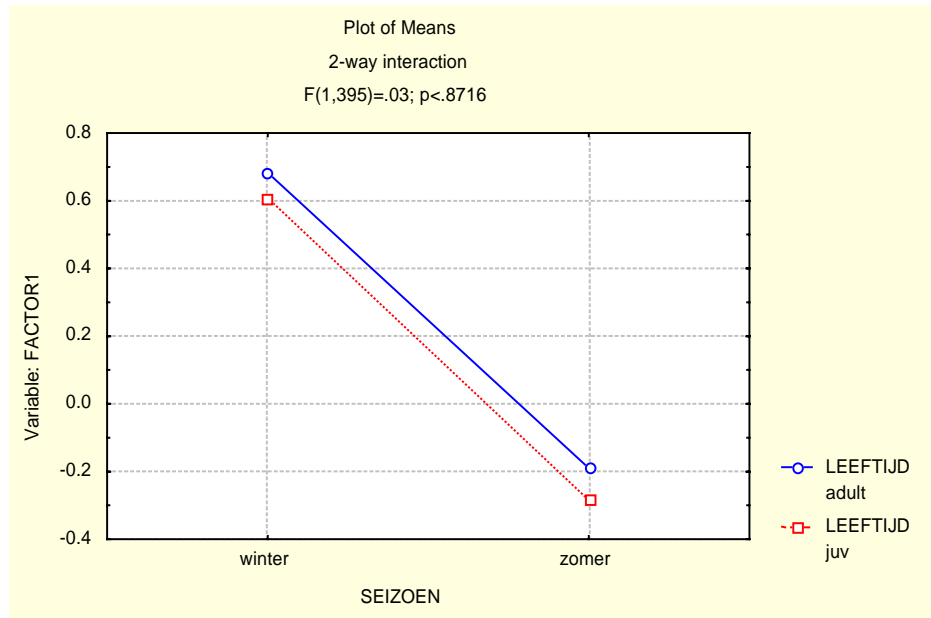


Op de factor scores die uit de PCA komen, werd vervolgens een two-way ANOVA toegepast om seizoens- en leeftijdsgebonden variatie in habitatgebruik en habitat-aanbod na te gaan in relatie tot de variabelen opgenomen in de factoren 1 en 2.

Voor het habitatgebruik geeft dit voor factor 1 het volgende resultaat (significante resultaten met $p < 0.05$ zijn cursief weergegeven):

Factor 1	F	df	p
Seizoen	223.98	1 & 395	<i>0.000000</i>
Leeftijd	2.046	1 & 395	0.15
Seizoen x Leeftijd	0.026	1 & 395	0.87

Er blijkt een significant verschillend habitatgebruik te zijn wat factor 1 betreft tussen winter en zomer (leeftijdscategorieën samengenomen). Er is geen verschil tussen juvenielen en adulten (seizoenen samengenomen) en ook de interactieterm is niet significant. Visueel wordt dit weergegeven door:

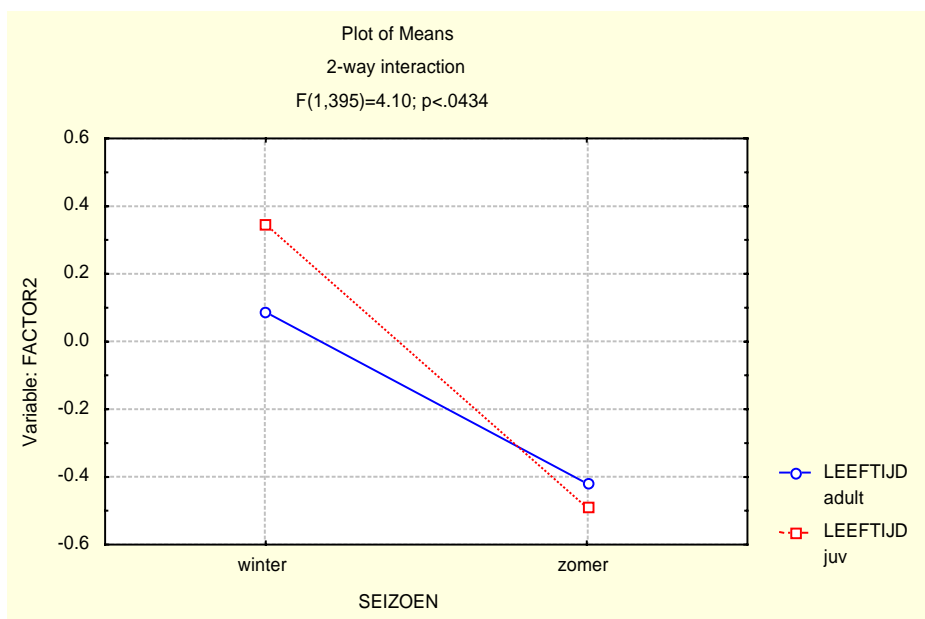


Daarbij stelt de y-as factor 1 voor die uit de PCA bekomen werd. Projectie op die y-as toont aan dat juvenielen en adulten in de winterperiode significant hogere stroomsnelheden en een grover substraat gebruiken dan in de zomer.

Hetzelfde voor factor 2 geeft (significante resultaten met $p < 0.05$ zijn cursief weergegeven):

Factor 2	F	df	p
Seizoen	67.82	1 & 395	<i>0.000000</i>
Leeftijd	1.33	1 & 395	0.25
Seizoen x Leeftijd	4.1	1 & 395	<i>0.043</i>

Voor wat factor 2 betreft is er dus eveneens een significant verschil in habitatgebruik tussen winter en zomer (leeftijdscategorieën samengenomen). Er is weer geen verschil in gebruik tussen juvenielen en adulten (seizoenen samengenomen). De interactieterm is net significant. Visueel wordt dit weergegeven door:



De y-as weerspiegelt hier factor 2 uit de PCA-analyse en toont aan dat juvenielen en adulten in de winterperiode ondiepere delen gebruiken dan in de zomer.

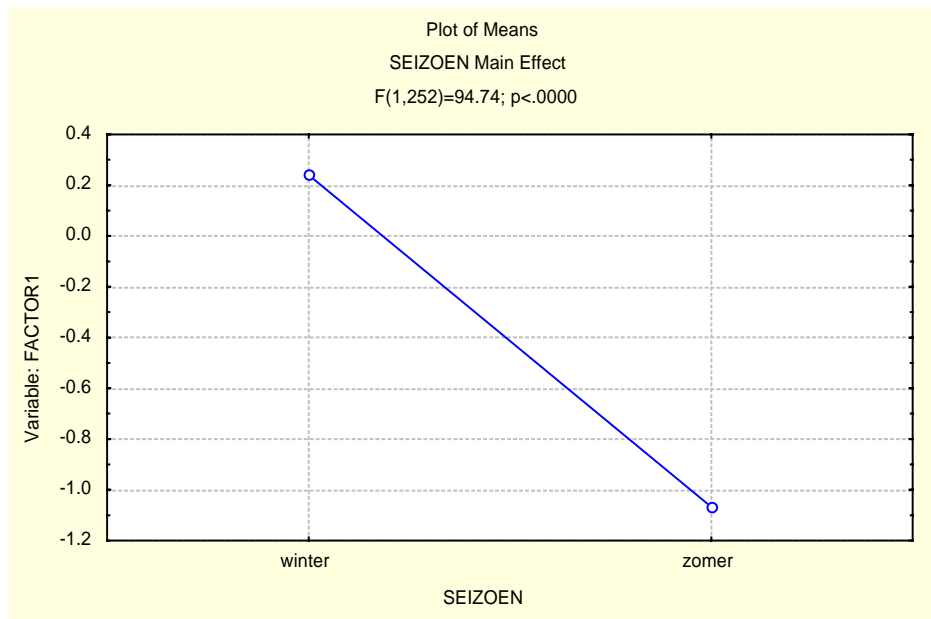
Samengevat kunnen we tot hiertoe voor de Witte Nete zeggen dat juvenielen en adulten in de winterperiode hogere stroomsnelheden, een grover substraat en ondiepere delen gebruiken dan in de zomerperiode. Juvenielen en adulten lijken hetzelfde habitat te gebruiken.

Om na te gaan of het verschil in habitatgebruik te wijten is aan een eventueel verschil in habitataanbod wordt een ANOVA gedaan op de data met betrekking tot het aanbod. Dit gaf voor factor 1 het volgende resultaat (significante resultaten met $p < 0.05$ zijn cursief weergegeven):

Factor 1	F	df	p
Seizoen	94.74	1 & 252	<i>0.000000</i>

De p-waarde is significant hetgeen inhoudt dat de gevonden verschillen in habitatgebruik wat betreft factor 1 eventueel ook verklaard kunnen worden door een verschillend habitataanbod tussen beide seizoenen.

Visueel ziet dat er als volgt uit:



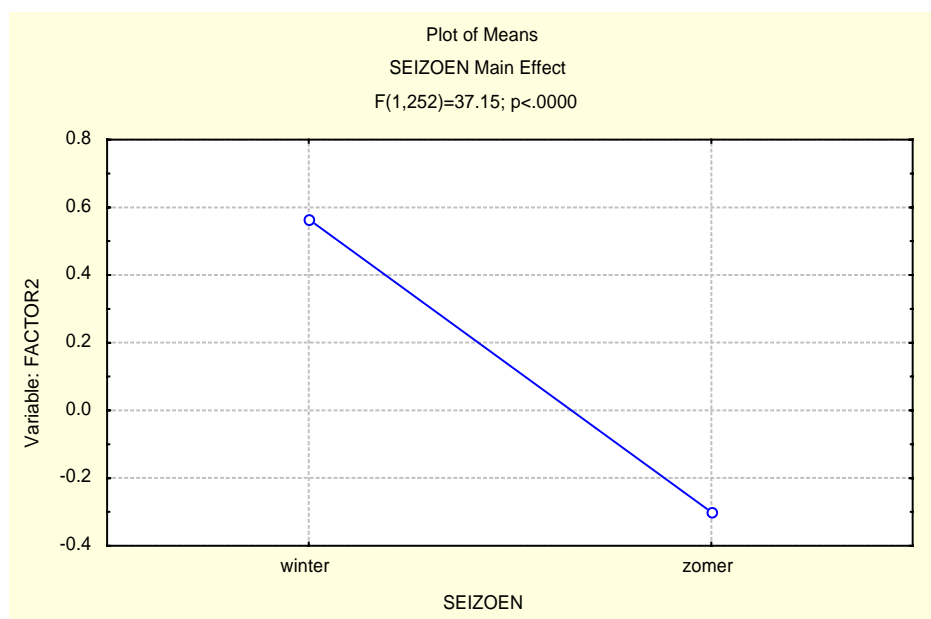
In de winter is er een significant groter aanbod aan hogere stroomsnelheden en een grover substraat dan in de zomer.

Hetzelfde voor factor 2 geeft (significante resultaten met $p<0.05$ zijn cursief weergegeven):

Factor 2	F	df	p
Seizoen	37.15	1 & 252	<i>0.000000</i>

De p-waarde is significant hetgeen inhoudt dat ook de gevonden verschillen in habitatgebruik wat betreft factor 2 eventueel verklaard kunnen worden door een verschillend habitataanbod tussen beide seizoenen.

Visueel ziet dat er als volgt uit:



In de winter is er een significant groter aanbod aan ondiepere delen dan in de zomer.

De gevonden verschillen in habitatgebruik tussen seizoenen hoeven dus niet noodzakelijk door de dieren opgezocht te worden, ze kunnen ook te wijten zijn aan een veranderend aanbod.

Het habitatgebruik verschilt tussen de seizoenen, het habitataanbod echter ook. Om te weten of beide nu van elkaar verschillen, voeren we een ANOVA uit:

Vergelijken we habitatgebruik en habitataanbod, dan geeft een ANOVA voor factor 1 een significant verschil: $F = 67.00$, $df = 1 \text{ \& } 651$, $p = 0.000000$

Om de zin van dit verschil te kennen, dienen we de respectievelijke gemiddelden van de PCA-factoren te vergelijken: use-factor1 = 0.24 en ava-factor1 = -0.38

Uitzetting op de factor1-as leert dat de modderkruipers significant hogere stroomsnelheden en een grover substraat gebruiken dan er gemiddeld aanwezig zijn.

Hetzelfde voor factor 2 geeft: $F = 9.75$, $df = 1 \text{ \& } 651$, $p = 0.001870$

Vergelijking van de PCA-gemiddelden (resp. -0.09 en 0.15) leert dat de modderkruipers significant diepere delen gebruiken dan er gemiddeld aanwezig zijn.

We kunnen nu verder uitdiepen of dit zo is in beide seizoenen.

Voor de winter vinden we voor factor 1: $F = 38.77$, $df = 1 \text{ \& } 343$, $p = 0.000000$

Voor de winter vinden we voor factor 2: $F = 10.93$, $df = 1 \text{ \& } 343$, $p = 0.001045$

Voor de zomer vinden we voor factor 1: $F = 56.60$, $df = 1 \text{ \& } 306$, $p = 0.000000$

Voor de zomer vinden we voor factor 2: $F = 1.92$, $df = 1 \text{ \& } 306$, $p = 0.17$

Voor wat factor 1 betreft leert vergelijking van de PCA-gemiddelden (winter: resp. 0.65 en 0.24; zomer: resp. -0.22 en -0.38) leert dat modderkruipers in beide seizoenen hogere snelheden en een grover substraat gebruiken dan er gemiddeld voorhanden zijn.

Wat betreft factor 2 leert vergelijking van de gemiddelden dat modderkruipers in de winter diepere delen gebruikte dan er gemiddeld voorhanden zijn. In de zomer gebruiken modderkruipers de dieptes die er gemiddeld voorhanden zijn.

Hetzelfde kan gedaan worden voor beide leeftijdscategorieën.

Voor de juvenielen vinden we voor factor 1: $F = 36.99$, $df = 1 \text{ \& } 400$, $p = 0.000000$

Voor de juvenielen vinden we voor factor 2: $F = 0.66$, $df = 1 \text{ \& } 400$, $p = 0.42$

Voor de adulten vinden we voor factor 1: $F = 43.29$, $df = 1 \text{ \& } 503$, $p = 0.000000$

Voor de adulten vinden we voor factor 2: $F = 14.76$, $df = 1 \text{ \& } 503$, $p = 0.000137$

Voor wat factor 1 betreft leert vergelijking van de PCA-gemiddelden (juvenielen: resp. 0.30 en -0.38; adulten: resp. 0.21 en -0.38) leert dat zowel juvenielen als adulten hogere snelheden en een grover substraat gebruiken dan er gemiddeld voorhanden zijn.

Wat betreft factor 2 is er enkel een significant verschil bij de adulten. Vergelijking van de gemiddelden (resp. -0.19 en 0.15) leert dat de adulten diepere delen gebruiken dan er gemiddeld voorhanden zijn. De juvenielen gebruiken de dieptes die gemiddeld voorhanden zijn.

We kunnen het tenslotte helemaal uitspitten en vergelijken of het gebruik verschilt van het aanbod, en zo ja in welke zin, voor beide leeftijdscategorieën in beide seizoenen. Voor de juvenielen in de winter vinden we dan voor factor 1: $F = 16.51$, $df = 1 \text{ \& } 228$, $p = 0.000067$

Voor de juvenielen in de zomer vinden we voor factor 2: $F = 2.26$, $df = 1 \text{ \& } 228$, $p = 0.13$

Vergelijking van de PCA-gemiddelden (resp. 0.61 en 0.24) leert dat de juvenielen in de winter hogere stroomsnelheden en een grover substraat gebruiken dan er gemiddeld voorhanden zijn, maar de dieptes die gemiddeld voorhanden zijn.

Voor de juvenielen in de zomer vinden we voor factor 1: $F = 16.09$, $df = 1 \text{ \& } 170$, $p = 0.000090$

Voor de juvenielen in de zomer vinden we voor factor 2: $F = 1.31$, $df = 1 \text{ \& } 170$, $p = 0.25$

Vergelijking van de PCA-gemiddelden (resp. -0.28 en -1.067) leert dat ook in de zomer de juvenielen hogere stroomsnelheden en een grover substraat gebruiken dan er gemiddeld voorhanden zijn, maar de dieptes die gemiddeld aanwezig zijn.

Voor de adulten in de winter vinden we dan voor faktor 1: $F = 28.28$, $df = 1 \text{ \& } 246$, $p = 0.000000$

Voor de adulten in de zomer vinden we voor faktor 2: $F = 14.78$, $df = 1 \text{ \& } 246$, $p = 0.000154$

Vergelijking van de PCA-gemiddelden voor faktor 1 (resp. 0.68 en 0.24) en voor faktor 2 (resp. 0.086 en 0.24) leert dat de adulten in de winter hogere stroomsnelheden, een grover substraat en diepere delen gebruiken dan er gemiddeld voorhanden zijn.

Voor de adulten in de zomer vinden we voor faktor 1: $F = 49.48$, $df = 1 \text{ \& } 255$, $p = 0.000000$

Voor de adulten in de zomer vinden we voor faktor 2: $F = 1.15$, $df = 1 \text{ \& } 255$, $p = 0.28$

Vergelijking van de PCA-gemiddelden (resp. -0.19 en -1.067) leert dat ook de adulten in de zomer hogere stroomsnelheden en een grover substraat gebruiken dan er gemiddeld voorhanden zijn, maar de dieptes die gemiddeld aanwezig zijn.

Tot slot kunnen we nog nagaan of er een verschillend habitatgebruik is tussen beide geslachten in relatie tot de variabelen opgenomen in de factoren 1 en 2.

Voor factor 1 geeft dit het volgende resultaat (significante resultaten met $p < 0.05$ zijn cursief weergegeven):

Factor 1	F	df	p
Seizoen	158.65	1 & 325	<i>0.000000</i>
Geslacht	0.042	1 & 325	0.84
Seizoen x Geslacht	3.35	1 & 325	0.068

Er blijkt een significant verschillend habitatgebruik te zijn wat factor 1 betreft tussen winter en zomer (geslachtscategorieën samengenomen). Er is geen verschil tussen mannetjes en vrouwtjes (seizoenen samengenomen) en ook de interactieterm is niet significant. Mannetjes en vrouwtjes gebruiken dus hetzelfde habitat wat factor 1 betreft.

Hetzelfde voor factor 2 geeft (significante resultaten met $p < 0.05$ zijn cursief weergegeven):

Factor 2	F	df	p
Seizoen	49.70	1 & 325	<i>0.000000</i>
Geslacht	3.40	1 & 325	0.066
Seizoen x Geslacht	0.05	1 & 325	0.83

Voor wat factor 2 betreft is er dus eveneens een significant verschil in habitatgebruik tussen winter en zomer (geslachtscategorieën samengenomen). Er is weer geen verschil in gebruik tussen mannetjes en vrouwtjes (seizoenen samengenomen). De interactieterm is ook hier niet significant. Mannetjes en vrouwtjes gebruiken dus ook voor wat factor 2 betreft hetzelfde habitat.

We kunnen dus besluiten dat mannetjes en vrouwtjes dezelfde stroomsnelheden gebruiken, dezelfde korrelgroottes en dezelfde dieptes.

2.2. Besluit

Zowel juveniele als adulte kleine modderkruipers gebruiken in de winterperiode eerder de hogere snelheden, een grover substraat en ondiepere delen van de waterloop. Het aanbod van deze variabelen verschilt echter eveneens tussen beide seizoenen, waarbij er in de winter een groter aanbod aan hogere snelheden, grover substraat en ondiepere delen is dan in de zomer.

Doorgedreven statistiek leert dat juveniele kleine modderkruipers zowel in de zomer als in de winter hogere stroomsnelheden, zowel tegen het substraat als aan het oppervlak, en een grover substraat gebruiken dan gemiddeld in de waterloop aanwezig, maar wel de gemiddeld voorhanden zijnde dieptes.

Adulte kleine modderkruipers gebruiken zowel in de zomer als in de winter hogere stroomsnelheden, zowel tegen het substraat als aan het oppervlak, en een grover substraat dan gemiddeld in de waterloop aanwezig. Wat betreft de diepte gebruiken ze in de winter diepere delen dan er gemiddeld aanwezig zijn. In de zomer gebruiken ze de gemiddeld voorhanden zijnde dieptes.

Mannetjes en vrouwtjes gebruiken hetzelfde habitat wat betreft stroomsnelheden, korrelgrootte en diepte; er was ook geen reden om een verschil te doen veronderstellen.

2.3. Praktische toepassing van de gevonden resultaten

Aangezien de Witte Nete de grootste populatie aan kleine modderkruipers herbergt en de soort, op stilstaande wateren na, voor stromend water enkel in het Netebekken wordt aangetroffen, kan ze voor deze soort dan ook aanzien worden als referentiekader voor Vlaanderen. Willen we van een waterloop weten wat de waarde is als habitat voor de kleine modderkruiper, dan kunnen de metingen op deze waterloop vergeleken worden met de gevonden resultaten op de Witte Nete die dan als optimale situatie wordt beschouwd, om zo een waarde-oordeel te geven aan de onderzochte waterloop.

In de praktijk komt het erop neer dat dezelfde variabelen gemeten worden als gebeurd voor de Witte Nete, te weten de diepte, de stroomsnelheid tegen het substraat, die aan het oppervlak en de dominante korrelgrootte. De metingen van deze variabelen kan men uitvoeren langsheen transecten, of op een aantal random gekozen punten in de beek, maar zodanig dat een betrouwbare, voldoende grote set van gegevens bekomen wordt. Vervolgens kunnen de bekomen resultaten 'ingepast' worden in de gebruikscurves die we voor de Witte Nete reeds voor elke variabele ter beschikking hebben. Voor elke variabele kan men nu de gemiddelde waarde berekenen van alle gemeten punten. Deze gemiddelde waarde vergelijkt men met de gebruikscurve voor de Witte Nete; valt de gemiddelde waarde van een variabele x in waterloop y binnen de grenzen van het 50%-interval op de gebruikscurve van de Witte Nete, dan krijgt de variabele een gebruiksindex van 1 en kan men stellen dat het onderzochte traject op waterloop y wat betreft variabele x als optimaal beschouwd kan worden. Men gaat zo te werk voor elke gemeten variabele, waardoor er bijgevolg een beoordeling van de geschiktheid van het onderzochte traject naar elk van de gemeten variabelen verkregen wordt.

In Nederland gaat men nog een stapje verder en berekent men uitgaande van al deze scores één enkel getal dat een maat moet zijn voor de waarde van het habitat in zijn geheel. Hiertoe neemt men de minimumwaarde van alle bekomen gebruiksindexen; vindt men bijvoorbeeld voor de dominante korrelgrootte een gebruiksindex van 0.5, voor de stroomsnelheid tegen het substraat 1, voor de stroomsnelheid aan het oppervlak 0.5 en voor de diepte 0.2, dan besluit men in Nederland dat de waarde van dat punt of traject voor de beschouwde soort overeenkomt met een gebruiksindex van 0.2, wat wil zeggen dat het onderzochte traject eigenlijk maar marginaal geschikt is voor de soort.

Modelbevindingen zijn sowieso al vaag. Naar onze mening is het daarom aangeraden maar tot het niveau te gaan waarop elke variabele afzonderlijk wordt beschouwd. Het berekenen van één globale waarde kan de bevindingen alleen nog maar algemener maken.

Uit onze bevindingen in de Witte Nete kunnen we halen dat indien men een waterloop wil inschatten naar de geschiktheid voor kleine modderkruipers toe, men rekening dient te houden met het seizoen. We vonden een verschillend gebruik van het habitat voor de winterperiode in vergelijking met de zomerperiode. Metingen op een waterloop dienen dus met de juiste gebruikscurve vergeleken te worden wil men tot betrouwbare resultaten komen.

DEEL IV : VOORGESTELDE BESCHERMINGSMATREGELEN

Kleine modderkruipers komen enkel voor in zuivere waterlopen. De nauwe band van deze soort met het substraat maakt dat deze soort gevoelig is voor verontreiniging, niet alleen van het water, maar ook van het substraat, want het is juist in dit substraat waarin de dieren zich het liefst ingraven waar de schadelijke stoffen uit het afvalwater worden geaccumuleerd. Om deze reden is het dan ook begrijpbaar dat er enkel een leefbare populatie voorkomt in het Netebekken, één van de eerste gebieden in Vlaanderen waar waterzuiveringsinstallaties werden ingeplant. Voor de overleving van deze populatie is het dan ook nodig om de water- en de waterbodempkwaliteit van de beken en trajecten waar deze soort nog voorkomt zo hoog mogelijk te houden. Bovendien zou het interessant zijn om de kwaliteit van aangrenzende beken zo optimaal mogelijk te houden. Hierdoor kan er een uitwisseling optreden tussen verschillende aangrenzende beeksystemen, waardoor een uitbreiding van het areaal van de soort verwacht mag worden. Hetzelfde geldt ook voor fysieke barrières. Bestaande populaties kunnen immers versterkt worden door het oplossen van migratieknelpunten. Voor mogelijke oplossingen van verschillende barrières verwijzen we naar het deelrapport migratieknelpunten.

Mogelijkheden tot verbetering van de waterkwaliteit zijn velerlei. Een van de mogelijkheden zou de uitbouw van waterzuiveringsinfrastructuur en het aansluiten van rioeringen op deze installaties kunnen zijn (nochtans is er in het Netebekken al een goede exploitatie van waterzuiveringsinstallaties). Voor het effluent van deze waterzuiveringsinstallaties in de kleine bovenlopen, kan het nuttig zijn om bergbezinkingsbekkens of stabilisatievijvers aan te leggen, waardoor de beek gespaard blijft van o.a. organische verontreiniging (Yseboodt *et al.* 1997). Een goed beheer, met een beperking van de overstortfrequentie is echter bepalend voor de efficiëntie van een dergelijk bekken (Yseboodt *et al.* 1999).

Het plaatsen van overstorten in (potentiële) leefgebieden van de kleine modderkruiper dient in ieder geval ten allen tijden worden vermeden. Onze gemengde rioelstelsels kunnen in sommige gevallen bij hevige regenval het aangevoerde water niet altijd verwerken. Hierdoor kunnen er via de overstorten lozingen optreden van ongezuiverd afvalwater in waterlopen. Een van de negatieve effecten is, naast de inbreng van toxische stoffen, een acuut zuurstoftekort met massale vissterftes in de ontvangende waterloop als gevolg.

Door de grotere hoeveelheden organisch materiaal wordt bovendien benthos aangelokt. Indien het overstort slechts sporadisch werkt, kan de populatie kleine modderkruipers zich stroomafwaarts het overstort na verloop van tijd herstellen, enigszins aangelokt door de grotere hoeveelheden voedsel, waardoor op een bepaald ogenblik stroomaf het overstort een grotere populatie aanwezig is als stroomopwaarts. Een lozing zal op dat ogenblik catastrofale gevolgen hebben.

Ter bescherming van deze soort dient er dus vooral gewerkt te worden naar een vermindering van het aantal lozingspunten (overstorten, diffuse puntlozingen uit de landbouw, ...). Er zouden in ieder geval geen extra lozingspunten meer mogen toegelaten worden in het verspreidingsgebied van de kleine modderkruiper, want dit zou nefaste gevolgen hebben op de populatie. Deze beschermingsmaatregel zou in ieder geval veel doeltreffender zijn dan het volledige vangstverbod binnen de riviervisserij dat hier in Vlaanderen geldt (Bruylants *et al.* 1989). Deze soort heeft immers geen waarde als sportvis, waardoor ze ook niet bevestigd wordt door hengelaars.

Zoals reeds aangehaald is de kleine modderkruiper gevoelig voor organische verontreiniging. Deze wordt ook in belangrijke mate bepaald door het omringende landgebruik (landbouw). Om de rechtstreekse input van nutriënten in de waterloop te verminderen, kan de aanleg van bufferstroken langs de waterlopen een uitkomst bieden. Hierenboven werd er in het MAP gesteld dat er binnen een afstand van 5m landinwaarts gemeten vanaf de bovenste boord van de waterloop een mestverbod geldt (Vandelannoote *et al.* 1998). Naargelang de aard en de breedte van de bufferstroken zal de aanrijking van de waterloop door uit- of afspoeling in meer of mindere mate verminderen en zal ook de effectiviteit ervan variëren. Deze bufferstroken kunnen op 2 vlakken de verontreiniging tegengaan : als fysieke barrière en anderzijds door zuiverend te werken, en zijn vooral efficiënt voor problemen die veroorzaakt worden door oppervlakte-afstroming en ondiepe grondwaterstroming. Voor de verschillende types van bufferstroken, hun ecologische functies en retentiecapaciteiten verwijzen we naar Seeuws (1995).

In sommige gevallen wordt de waterloop ook gebruikt als drenk- en waadplaats voor vee. Deze kunnen ook een belangrijke impact hebben op het zuurstofgehalte in de beek door de bacteriologische afbraak van de faeces. Het onbereikbaar maken van de waterloop door oevervegetatie of door een afrastering ontbreekt echter dikwijls. Nochtans voorziet het Algemeen Politierglement van de onbevaarbare waterlopen (art. 8, KB 5/8/1970) dat weiden, waarin zich vee bevindt, afgerasterd moeten worden indien ze palen aan een waterloop. Deze afsluiting moet zich bovendien op een afstand van 0.75 tot 1m van de kruin van de oever van de waterloop bevinden. Deze reglementering wordt echter al te dikwijls met de voeten getreden (Vandelannoote *et al.* 1998).

Een ander belangrijk punt is dat kleine modderkruipers vooral fijnere substraatsklassen prefereren. Deze substraatsgrootte is immers bepalend voor deze soort vanwege hun specifieke voedingswijze. Bovendien verkiezen ze substraat dat aangerijkt is met organisch materiaal. Het afzetten van dit fijnkorrelig materiaal gebeurt steeds onder lage stroomsnelheden ofwel in een pool, ofwel in de buurt van vegetatie. Deze lagere stroomsnelheden worden dikwijls bekomen in een natuurlijk meanderende waterloop, maar ontbreken meestal in gereguleerde beken, waarin als plantengroei ontbreekt, uniforme en hogere stroomsnelheden worden bekomen. De beektrajecten die nog een natuurlijk karakter hebben en waarin deze soort nog voorkomt, moeten dan ook integraal worden beschermd. Gelukkig werd dit dan ook gedaan door de afbakening van een aantal gebieden in functie van de Habitatrictlijn. Nochtans bleek uit een studie van Lelek (1980) dat beekregulaties geen negatief effect had op een populatie van kleine modderkruipers, tenminste indien deze gebeurde in een waterloop met zandige bodem en goede waterkwaliteit, maar de onderhoudswerken aan deze gereguleerde beken hebben wel een negatief effect (Bruylants *et al.* 1989).

Hetzelfde geldt dan ook ongeveer voor de slijkruimingen. Artikel 6 van het KB van 28/12/1967 voorziet gewone ruimings-, onderhouds- en herstellingswerken in onbevaarbare waterlopen om de waterafvoer te verzekeren (Vandelannoote *et al.* 1989). Een van deze punten handelt over het uitbaggeren van de fijnere fracties tot op de vaste bodem. Juist deze substraatsfracties, worden verkozen door de kleine modderkruiper. Door het regelmatig ruimen van de waterloop worden ook de detritusafzettingen verwijderd, en deze vormen een belangrijke voedselbron, niet alleen voor kleine modderkruipers, maar voor tal van ander benthosfauna. Bovendien zullen als rechtstreeks gevolg van de ruimingen veel van de ingegraven modderkruipers met het slib op de oever terecht komen, waar ze uiteindelijk zullen sterven.

Deze ‘gewone ruimingswerken’ zoals slijk- en kruidruimingen worden zeer dikwijls nog toegepast op plaatsen waar verschillende beschermde dier- en plantensoorten voorkomen. In veel gevallen worden de beschermingszones in het kader van de Habitatrictlijn op deze wijze met de voeten getreden, worden er beschermde planten beschadigd of zelfs verwijderd en worden de woon- en schuilplaatsen voor tal van al dan niet beschermde soorten verstoord of vernietigd. De verschillende wetten zijn in dit verband niet verenigbaar en moeten dringend met elkaar in overeenstemming gebracht worden door een aanpassing van de achterhaalde wet op de onbevaarbare waterlopen van 28/12/1967 waar er meer rekening dient gehouden te worden met de ecologische functie van een waterloop (Vandelannoote *et al.* 1998).

Er kwam dan ook een voorontwerp van decreet tot aanvulling van het decreet van 5 april 1995 met titels betreffende het integraal waterbeheer, oppervlaktewaterkwaliteit en -kwantiteit, het grondwater en de watervoorziening. Een van de doelstellingen van het integraal waterbeheer was het behoud of herstel van de geomorfologische structuur en het natuurlijk milieu van de waterloop. Dit voorontwerp blijft echter vaag en is zeer beperkt op ecologisch vlak. Op 21 oktober 1997 kwam er dan toch een decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu, waarin o.a. werd gesteld dat in de gebieden aangeduid als Grote Eenheden Natuur (GEN) of Grote Eenheden Natuur in Ontwikkeling (GENO) de natuurlijke structuur van de waterlopen en hun randzones behouden en hersteld dienen te worden. Dit decreet houdt een aantal verbodsbepalingen in naar beekvalleien, waterlopen en oevers toe met daarnaast een habitatbescherming van beschermde soorten (BS 10/01/98).

Positief in het beheer van de onbevaarbare waterlopen is dat slijkruimingen vandaag de dag in de mate van het mogelijke vermeden worden. Zeker in het bekken van de Kleine Nete worden de boven- en zijlopen grotendeels gevrijwaard van deze toch wel zeer drastische ingreep (Yseboodt, pers.med.). In de toekomst zou dit wel gehandhaafd dienen te worden.

Een mogelijke oplossing voor een vermindering van de plantengroei in een waterloop, en dus ook de noodzaak aan jaarlijkse kruidruimingen is beplanting van de oevers, zoals bvb. bij bosbufferstroken. Deze verminderen de plantengroei in een waterloop op 2 manieren, enerzijds door een vermindering van nutriënten en anderzijds zal de plantengroei gehinibeed worden door een afname van het instralende zonlicht en bijgevolg een verminderde watertemperatuur (Seeuws 1995). Een ander gunstig neveneffect

van de lagere temperaturen is dat het water meer opgeloste zuurstof kan bevatten, wat een positief effect kan hebben op het voorkomen van de kleine modderkruiper.

Algemeen kunnen we stellen dat voor de bescherming van de kleine modderkruiper volgende stappen aangewezen lijken :

- Een eerste stap naar een verbetering van de waterkwaliteit is het vermijden van overstorten in waterlopen die (potentieel) belangrijk zijn voor leefbare populaties van kleine modderkruiper. Daarnaast zal de aanleg of het voorzien van bufferstroken die afvloeit of uitspoeling van nutriënten kunnen opvangen, ook een positieve invloed hebben op de waterkwaliteit.
- Versterking van de bestaande populaties en natuurlijke herbevolking van een aantal nabijgelegen subbekkens of aangrenzende beeksystemen vanuit het bekken van de Kleine Nete. Dit kan gebeuren door een verdere verbetering van de waterkwaliteit en het herstellen van de migratiemogelijkheden door het opheffen van fysieke barrières, waardoor paai- en foerageergebieden terug toegankelijk of uitgebreid worden. Voor de kleine modderkruiper is voornamelijk het terugdringen van organische verontreiniging van groot belang vermits deze soort zeer gevoelig is voor zuurstofstress.
- Indien dit niet verwezenlijkt kan worden, kan eventueel gedacht worden aan een herbevolkingsprogramma, waarbij een voldoende aantal lokale vissen gebruikt kunnen worden als teeltpopulatie voor een herintroductie in een aantal subbekkens waar de soort vroeger nog wel voorkwam.

Voor een mogelijke herintroductie van de kleine modderkruiper is het hoopgevend dat deze soort op ruimere schaal kan worden gekweekt. Alhoewel de artificiële reproductie nog niet echt volledig op punt staat, is er toch reproductie en opkweek onder gecontroleerde omstandigheden mogelijk. Hierdoor kan er eventueel overwogen worden om de soort op een aantal plaatsen te herintroduceren (voorafgaand van een grondige studie). Als broeddieren kunnen hiervoor het best de grootste exemplaren worden gebruikt. De fecunditeit van de kleine modderkruiper is echter vrij laag. Dit impliceert dat er veel broeddieren nodig zijn om een dergelijke kweek op te starten (Roelants *et al.* 1995). Dit is op zich al niet zo slecht, omdat er zo minder problemen verwacht kunnen worden met genetische erosie. Te lage genetische differentiatie, door bvb. een kweek op te zetten met slechts enkele dieren, heeft als negatieve effect dat gehele populaties op een relatief korte periode gedecimeerd kunnen worden bij wisselende milieu-omstandigheden of door ziekten, parasieten, ... omdat deze populaties genetisch identiek en tegen deze wijzigingen niet opgewassen zijn.

Natuurlijke reproductie met voldoende ouderdieren is dus steeds te verkiezen boven artificiële reproductie met een beperkte broedstock. Bij een (her)introductie is het evenwel nodig dat de populatie wetenschappelijk wordt opgevolgd. De beste resultaten (overleving) van de uitgezette vis worden verkregen indien de dieren worden opgekweekt in water waar ze later zullen worden uitgezet.

De herintroductie voor het herstel van de verschillende populaties kleine modderkruiper dient enkel te worden uitgevoerd nadat de beperkende factoren die het natuurlijk voorkomen van de soort in de weg stonden, werden weggenomen. Het doel van dergelijke uitzettingen is immers het bekomen van een vrije, leefbare en zichzelf reproduce-

rende populatie. Dit impliceert dan ook dat bepoting weinig zinvol zal zijn in een ecologisch systeem dat geen leefbare populatie in stand kan houden.

GERAADPLEEGDE LITERATUUR

Besluit van de Vlaamse executieve tot vaststelling van de kwaliteitsdoelstellingen voor alle oppervlaktewateren van het openbaar hydrografisch net en tot aanduiding van de oppervlaktewateren bestemd voor drinkwater, zwemwater, viswater en schelpdierwater (21 oktober 1987). Ministerie van de Vlaamse gemeenschap. BS 3/12/87.

Wet houdende de goedkeuring van het verdrag inzake het behoud van wilde dieren en planten in hun natuurlijk leefmilieu in Europa en van de Bijlagen I, II, III en IV, opgemaakt te Bern op 19 september 1979 (20 april 1989). Ministerie van Buitenlandse Zaken, Buitenlandse Handel en Ontwikkelingssamenwerking. BS 29/12/1990.

Besluit van de Vlaamse executieve tot uitvoering van de wet van 1 juli 1954 op de riviervisserij (20 mei 1992). Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. BS 4/9/1992.

Decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu (21 oktober 1997). Ministerie van de Vlaamse gemeenschap. B.S. 10/1/1998.

Voorontwerp van decreet tot aanvulling van het decreet van 5 april 1995 houdende algemene bepalingen inzake milieubeleid met titels betreffende het integraal waterbeheer, oppervlaktewaterkwaliteit, oppervlaktewaterkwantiteit, grondwater en watervoorziening. De Vlaamse Regering, p.8.

Anselin, A. & Kuijken, E. (1995): Speciale beschermingszones voor het Vlaams gewest, in uitvoering van de Habitat Richtlijn 92/43/EEG-Inventaris en Afbakening. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 95.67/3.

Belpaire, C., Verreycken, H., Van Vlasselaer, L. & Ollevier, F. (1989): Evaluatie van het visbestand van het Schulensmeer. Studierapport in opdracht van de Administratie Ruimtelijke Ordening en Leefmilieu. KUL, 18p.

Bozek, M.A. & Rahel, F.J. (1992): Generality of Microhabitat Suitability Models for Young Colorado River Cutthroat Trout (*Oncorhynchus clarki pleuriticus*) across Sites and among years in Wyoming Streams. Can.J.Fish.Aquat.Sci., 49, 552-564.

Bruylants, B., Vandelannoote, A. & Verheyen, R.F. (1989): De vissen van onze Vlaamse beken en rivieren : Hun ecologie, verspreiding en bescherming. WEL v.z.w., p.69-73, 237-238.

Colazzo, S., Coeck, J. & Verheyen, R.F. (1997): Pilotstudie naar de herintroductie van de kopvoorn (*Leuciscus cephalus*) ten behoeve van de hengelsport in de Provincie Antwerpen. Rapport IN 97, Universiteit Antwerpen departement Biologie, Instituut voor Natuurbehoud, 63p.

Copp, G.H. (1989): Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles : equipment modifications for increased efficiency with short fishes. Aquaculture and Fisheries Management, 20, 453-462.

De Charleroy, D. & Belpaire, C. (1993): Visbestandsopname en natuurtechnische voorstellen voor de Oude Maas te Stokkem (Dilsen). AMINAL - Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer.

De Selys-Longchamps (1842): Faune Belge, 1^{re} partie : Indication méthodique des Mammifères, oiseaux, reptiles et poissons observés jusqu'ici en Belgique,. Dessain Bruxelles, 183-245.

Heggenes, J. (1990): Habitat utilization and preferences in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams. Regulated rivers: Research & Management, 5, 341-354.

Jansen, S.A.W. & Raat, A.J.P. (1995): Elektrovisserij: Principe, toepassingen en effecten. Nieuwegein, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij. OVB-Onderzoeksrapprt 1995-04, 47p.

Lenders, H.J.R., Leuven, R.S.E.W., Nienhuis, P.H. & Schoof, D.J.W. (1997): Natuurbeheer en -ontwikkeling (Handboeken Milieukunde 2), 40-41.

Lodi, E. (1966): Sex reversal of *Cobitis taenia* L. (Osteichthyes, Fam. Cobitidae). Experientia, 23(6), 446-447.

Lodi, E. & Malacarne, G. (1990): Reproductive behaviour of the spined loach *Cobitis taenia* L. (Pisces, Cobitidae). Annales des Sciences Naturelles, 13e série, 11, 107-111.

Maes, L. (1910): Dispositions légales et réglementaires qui régissent la pêche fluviale en Belgique. Vademecum des pêcheurs, gardes-pêche, propriétaires, locataires, etc. Buijens, Brussel, p.103

Maitland, P.S. (1978): Elseviers gids van de zoetwatervissen (The Hamlyn guide to freshwater fishes). Agon Elsevier, p. 170-179.

Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A, Tikkanen, P. & Kreivi, P. (1997): Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54, 520-530.

Marconato, A. & M. B. Rasotto (1989): The biology of a population of spined loach, *Cobitis taenia* L.. Boll. Zool., 56, 73-80.

Mester, L. (1974): La nutrition chez les Cobitidés roumains. Trav. Mus. Hist. Nat. "Grigore Antipa", 335-358.

Nagels, A., Schneiders, A., Weiss, L., Wils, C. & Verheyen, R.F. (1994): Onderzoek naar de verspreiding en de typologie van ecologisch waardevolle waterlopen in het Vlaamse Gewest - Bekken van de polders en de Gentse kanalen. AMINAL - Bestuur Alg. Milieubeleid - Dienst Water en Bodem, 37.

Philippart, J.C. & Vranken, M. (1983): Atlas des poissons de Wallonie. Distribution, écologie, éthologie, pêche, conservation. Cahiers d'éthologie appliquée 3.

- Rasotto, M. B. (1992): Gonadal differentiation and the mode of sexuality in *Cobitis taenia* (Teleostei; Cobitidae). *Copeia*, 1, 223-228.
- Robotham, P. W. J. (1977): Feeding habits and diet in two populations of spined loach, *Cobitis taenia* (L.). *Freshwater Biology*, 7, 469-477.
- Robotham, P. W. J. (1978): Some factors influencing the microdistribution of a population of spined loach, *Cobitis taenia* (L.). *Hydrobiologia*, 61(2), 161-167.
- Robotham, P. W. J. (1981): Age, growth and reproduction of a population of spined loach, *Cobitis taenia* (L.). *Hydrobiologia*, 85, 129-136.
- Robotham, P. W. J. (1982): An analysis of a specialized feeding mechanism of the spined loach, *Cobitis taenia* (L.), and a description of the related structures. *Journal of Fish Biology*, 20, 173-181.
- Roelants, I., Noterdaeme, L., Ollevier, F., Verreycken, H & Belpaire, C. (1995): Artificiële reproductie van *Cobitis taenia* (kleine modderkruiper) en *Misgurnus fossilis* (grote modderkruiper) in functie van een mogelijke herintroductie van bedreigde vissoorten in Vlaanderen. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer en KU Leuven. IBW.Wb.V.R.95.37, 14p.
- Saitoh, K. (1990): Reproductive and habitat isolation between two populations of the striated spined loach. *Environmental Biology of Fishes*, 28, 237-248.
- Seeuws, P. (1995): Oevers, een literatuurstudie. Rapport Universitaire Instelling Antwerpen, i.o.v. AMINAL, Afdeling Bos en Groen, 121p.
- Sezaki, K., S. Watabe, Y. Ochiai & K. Hashimoto (1994): Biochemical genetic evidence for a hybrid origin of the spined loach, *Cobitis taenia taenia*, in Japan. *Journal of Fish Biology*, 44, 683-691.
- Slavík, O. & P. Ráb (1995): Effect of microhabitat on the age and growth of two stream-dwelling populations of spined loach, *Cobitis taenia*. *Folia Zoologica*, 44(2), 167-174.
- Slavík, O. & P. Ráb (1996): Life history of spined loach, *Cobitis taenia*, in an isolated site (Pšovka Creek, Bohemia). *Folia Zoologica*, 45(3), 247-252.
- Sterba, G. (1958): Die Schmerlenartigen (Cobitidae). In: *Handbuch der Binnenfischelei Mitteleuropas*, 201-234, A. Oelschläger'sche Buchdruckerei Calw., Stuttgart.
- Van de Berg, M., R. Doef, F. Zant & H. Coops (1997): Kranswieren: helder water en macrofauna in de Veluweandmeren. *De Levende Natuur*, 98(1), 14-19.
- Vandelannoote, A., Yseboodt, R., Bruylants, B., Verheyen, R., Coeck, J., Maes, J., Belpaire, C., Van Thuyne, G., Denayer, B., Beyens, J., De Charleroy, D. & Vandena-

beele, P. (1998): Atlas van de Vlaamse Beek- en riviervissen. WEL v.z.w., Wijnegem, p.60-64, 259-290.

Vasil'ev, V. P. (1995): Karyological diversity and taxonomic heterogeneity of *Cobitis "taenia"* (Pisces, Cobitidae). Doklady Biological Sciences, 342, 308-311.

Wils, C., Coeck, J., Bervoets, L. & Verheyen, R.F. (1990): De invloed van de R.W.Z.I. Dessel op de waterkwaliteit en de levensgemeenschappen van de Witte Nete. Water, 55, 249-254.

Yseboodt, R., Clement, L., Meire, P. & Verheyen, R.F. (1999): Vergelijking van de waterkwaliteit van de bekkens van de Kleine en de Grote Nete in de periodes 1995-96 en 1997-98. Rapport Universitaire Instelling Antwerpen-departement Biologie.

Yseboodt, R., Clement, L., Vandelannoote, A. & Verheyen, R.F. (1997): Vergelijking van de waterkwaliteit van de bekkens van de Kleine en de Grote Nete in de periodes 1993-94 en 1995-96 & Overzicht van de evolutie van de waterkwaliteit van 1987 tot 1997. Rapport Universitaire Instelling Antwerpen-departement Biologie.