



Vlaanderen
is wetenschap

Gestandaardiseerd protocol voor de inschatting van populatiesgroottes van invasieve rivierkreeften in onbevaarbare waterlopen

Steen Frédérique, Margot Vermeulen, Scheers Kevin

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

Steen Frédérique , Margot Vermeylen , Scheers Kevin 

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewer:

Jeroen Van Wichelen

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw

INBO Brussel

Havenlaan 88, 1000 Brussel

vlaanderen.be/inbo

e-mail:

frederique.steen@inbo.be

Wijze van citeren:

Steen F., Vermeylen M., Scheers K. Gestandaardiseerd protocol voor de inschatting van populaties-groottes van invasieve rivierkreeften in onbevaarbare waterlopen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (47). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

DOI: doi.org/10.21436/inbor.112155185

D/2024/3241/337

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2024 (47)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Hilde Eggermont

Foto cover:**Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van :**

Vlaamse Milieumaatschappij, Dr. De Moorstraat 24-26, 9300 Aalst

**VLAAMSE
MILIEUMAATSCHAPPIJ**



Dit werk valt onder een [Creative Commons Naamsvermelding-GelijkDelen 4.0 Internationaal-licentie](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/).

GESTANDARDISEERD PROTOCOL VOOR DE
INSCHATTING VAN POPULATIESGROOTTES VAN
INVASIEVE RIVIERKREEFTEN IN ONBEVAARBARE
WATERLOPEN

Literatuurstudie, casussen en aanbeveling

Steen Frédérique, Margot Vermeylen, Scheers Kevin

doi.org/10.21436/inbor.112155185

Dankwoord/Voorwoord

Dit document werd opgesteld door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Dit document kwam tot stand met de input van Dan Sloommaekers. In het bijzonder worden ook alle vrijwilligers, stagiaires en collega's bedankt voor hun enthousiaste bijdrage aan het veldwerk: Dominiek Oorts, Jarne Op de Beeck, Omar Madder, Florian Vanhecke en Wannes Dermout, Pieter Boets en Michiel Puype. Tot slot bedanken we Jeroen Van Wichelen voor de grondige review van dit rapport en Pieter Verschelde voor de discussie omtrent modelberekeningen.

Samenvatting

Dit rapport wil een gestandaardiseerde protocol uitwerken voor het bepalen van de populatiegroottes van invasieve rivierkreeften in onbevaarbare waterlopen. Het uiteindelijke doel van dit protocol is het bieden van een praktische en effectieve benadering voor de evaluatie van rivierkreeftenpopulaties, die kan dienen als basis voor gerichte beheersmaatregelen.

In de eerste plaats voerden we een uitgebreide literatuurstudie uit, waarin bestaande vangstmethoden (2.1) en berekeningsmethoden (2.2) zijn geëvalueerd op bruikbaarheid en haalbaarheid. Binnen dit hoofdstuk bespreken we ook de factoren die van invloed zijn op het berekenen van dergelijke inschattingen (2.3), met elementen als gedrag, biologische kenmerken en omgevingsfactoren. Ook wordt in dit hoofdstuk het gebruik van eDNA met hetzelfde doel kritisch benaderd (2.4).

In hoofdstuk 3 formuleren we in de eerste plaats een voorstel voor het inschatten van de populatiegrootte met een catch-mark-recapture-opzet, waarbij beaasde vallen worden ingezet volgens een vast staalnamedesign (3.1). De populatiegrootte wordt modelmatig berekend door een vergelijking te maken tussen een basismodel, een tijdsafhankelijk model en een gedragsresponsmodel. Door deze methode toe te passen in diverse watersystemen, variërend van stilstaande en (3.2) tot bevaarbare en onbevaarbare waterlopen (3.3) wordt haar brede toepasbaarheid en effectiviteit in uiteenlopende omstandigheden getest. We bekijken de resultaten en bevindingen kritisch met het oog op het opstellen van een gestandaardiseerd protocol (3.4).

Het rapport besluit met het uiteindelijke protocol, specifiek ontworpen voor onbevaarbare waterlopen (4). Dit protocol omvat gedetailleerde aanbevelingen voor de staalnameopzet, het markeren van rivierkreeften en de wijze van dataregistratie en -verwerking. Het wil beheerders expliciet helpen bij het maken van nauwkeurige en betrouwbare schattingen van rivierkreeftendichtheden.

English abstract

This report aims to develop a standardized protocol for determining population sizes of invasive crayfish in non-navigable waterways. The ultimate goal of this protocol is to provide a practical and effective approach for evaluating crayfish populations that can serve as a basis for targeted management measures.

First, an extensive literature review was conducted, evaluating existing trapping methods (2.1) and calculation methods (2.2) for usefulness and feasibility. Also discussed within this chapter are the factors that influence the calculation of such estimates (2.3), including elements such as behaviour, biological characteristics, and environmental factors. This chapter also critically approaches the use of eDNA for the same purpose (2.4).

Chapter 3 first formulates a proposal for estimating population size using a catch-mark-recapture setup, where baited traps are deployed according to a fixed sampling design (3.1). The population size is modelled by comparing a baseline model, a time-dependent model, and a behavioural response model. By applying this method in various water systems ranging from closed systems (3.2) to navigable and non-navigable watercourses (3.3), its applicability and effectiveness in diverse conditions is tested. The results and findings are critically considered with a view to establishing a standardized protocol (3.4).

The report concludes with the final protocol designed specifically for unnavigable watercourses (4). This protocol includes detailed recommendations for sampling design, crayfish tagging, and methods of data recording and processing. It is explicitly designed to assist managers in making accurate and reliable estimates of crayfish densities.

Inhoudstafel

Dankwoord/Voorwoord	2
Samenvatting	3
English abstract	4
Lijst van figuren	8
Lijst van tabellen	8
1 Inleiding	10
2 Literatuurstudie.....	12
2.1 Vangstmethoden in functie van dichtheidsbepaling	12
2.1.1 Vangstmethoden die een grove inschatting geven	12
2.1.1.1 Visuele inspectie	12
2.1.2 Vangstmethoden die een inschatting van grootteorde geven	12
2.1.2.1 Kreeftenfuike en -korven.....	12
2.1.2.2 Artificiële Refugia korven (ART).....	14
2.1.2.3 eDNA.....	15
2.1.3 Ruimtelijk expliciete vangstmethoden.....	17
2.1.3.1 Pritchard val.....	17
2.1.3.2 Triple Drawdown	17
2.1.3.3 'Range of attraction' – 'Effective sample Area'	17
2.2 Berekingsmethoden voor inschattingen van de populatiedichtheid.....	19
2.2.1 Directe tellingen.....	19
2.2.2 Catch per unit effort ('CPUE').....	19
2.2.3 CMR (Catch Mark Recapture).....	20
2.3 Factoren die een invloed hebben op vangstefficiëntie bij beaasde Vallen	21
2.3.1 Rivierkreeftgedrag.....	21
2.3.2 Biologische Kenmerken.....	22
2.3.3 Omgevingsfactoren	22
2.4 Factoren van invloed op detectie en dichtheidsbepalingen door eDNA	23
2.4.1 Rivierkreeftgedrag.....	23
2.4.2 Biologische kenmerken	23
2.4.3 Omgevingsfactoren	24
3 Casussen.....	26
3.1 Motivering voor gebruik van beaasde korven en berekening via closed capture-recapture modellen.....	26
3.1.1 Beaasde korven	26
3.1.2 Catch mark recapture	27

3.1.3	Staalnamedesign	28
3.2	Casussen in gesloten systeem	28
3.2.1	Vijver van het Normandpark in Middelkerke:.....	28
3.2.1.1	Context:	28
3.2.1.2	Opzet.....	29
3.2.1.3	Resultaten en discussie.....	30
3.2.1.3.1	Mei 2023.....	30
3.2.1.3.2	Juni 2023.....	30
3.2.1.3.3	Oktober 2023.....	31
3.2.1.3.4	Middelkerke 2023.....	31
3.3	Casussen in open systemen	32
3.3.1	Bevaarbare waterlopen.....	32
3.3.1.1	Moervaart	32
3.3.1.1.1	Context:	32
3.3.1.1.2	Opzet	33
3.3.1.1.3	Resultaten.....	33
3.3.1.1.3.1	Monding Leebeek	33
3.3.1.1.3.2	Sinaaibrug	34
3.3.2	Onbevaarbare waterlopen	35
3.3.2.1	Kanaal van Stekene (1 ^e categorie) (2022).....	35
3.3.2.1.1	Context	35
3.3.2.1.2	Opzet	36
3.3.2.1.3	Resultaten.....	36
3.3.2.1.3.1	Monding Molenbeek	37
3.3.2.1.3.2	Frans Coppensbrug	37
3.3.2.1.3.3	Koebrug.....	38
3.3.2.2	Kanaal van Stekene – Frans Coppensbrug (1 ^e categorie) (2024).....	39
3.3.2.2.1	Context	39
3.3.2.2.2	Opzet	39
3.3.2.2.3	Resultaten.....	39
3.3.2.2.3.1	Korven langs één oever	39
3.3.2.2.3.2	Korven langs beide oevers	40
3.3.2.3	Molenbeek, Viersel (1 ^e categorie)	40
3.3.2.3.1	Context	40
3.3.2.3.2	Opzet	41
3.3.2.3.3	Resultaten.....	41



3.3.2.4	Leebeek (2 ^e categorie) (2022).....	42
3.3.2.4.1	Context	42
3.3.2.4.2	Opzet	43
3.3.2.4.3	Resultaten.....	43
3.3.2.4.3.1	Leebrug	43
3.3.2.4.3.2	Leestraat	44
3.3.2.4.3.3	Hellestraat.....	45
3.3.2.5	Leebeek (2 ^e categorie) (2023).....	45
3.3.2.5.1	Context	45
3.3.2.5.2	Opzet	45
3.3.2.5.3	Resultaten.....	45
3.4	Algemene discussie	47
4	Aanbeveling voor densiteitsprotocol in categorie 1 waterlopen.....	51
	Referenties	53



Lijst van figuren

Figuur 1. Metalen rivierkreeftenkorf met aaspot en vangst van rode Amerikaanse rivierkreeft.	14
Figuur 2. Gemerkte rode Amerikaanse rivierkreeft (<i>Procambarus clarkii</i>) in het Kanaal van Stekene (foto K. Scheers).	21
Figuur 3. Eidragend exemplaar van de marmerkreeft (<i>Procambarus virginalis</i>). Eidragende vrouwtjes laten meer eDNA achter (foto K. Scheers).	24
Figuur 4. Parkvijver in het Normandpark te Middelkerke.	29
Figuur 5. Moervaart ter hoogte van de Dambrug.	33
Figuur 6. Kanaal van Stekene ter hoogte van de Frans Coppensbrug (1 ^e categorie)	36
Figuur 7. Molenbeek te Viersel.	41
Figuur 8. Leebeek ter hoogte van de Hellestraat.	42

Lijst van tabellen

Tabel 1 Overzicht van verschillende vangstmethodes, met een kwalitatieve evaluatie voor toepasbaarheid, vertekening, uitvoerbaarheid (+: zeer goed, -: goed, -: niet zo goed, --: zeer slecht, ?: onbekend).	16
Tabel 2 Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de parkvijver van Middelkerke	30
Tabel 3 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) voor Middelkerke (mei 2023) wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par), gecorrigeerd Akaike's information criterion (AICc).	30
Tabel 4 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) voor Middelkerke (juni 2023) wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par), gecorrigeerd Akaike's information criterion (AICc).	31
Tabel 5 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) voor Middelkerke (oktober 2023) wordt weergegeven met standaard four (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	31
Tabel 6 Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de Moervaart	33
Tabel 7 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) voor de Monding van de Leebeek (oktober 2023) wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	33
Tabel 8 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) aan de Sinaaibrug (oktober 2023) wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	34
Tabel 9 Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de Kanaal van Stekene	36

Tabel 10	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	37
Tabel 11	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	37
Tabel 12	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	38
Tabel 13	Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de Molenbeek	39
Tabel 14	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	39
Tabel 15	Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de Molenbeek	41
Tabel 16	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in Zandhoven wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	42
Tabel 17	Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de Leebeek (2022)	43
Tabel 18	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) aan de Leebrug wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	43
Tabel 19	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) aan de Leestraat wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	44
Tabel 20	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	45
Tabel 21	Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Leestraat wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).	46



1 INLEIDING

Inheemse biota ondervinden een negatieve impact van de aanwezigheid van invasieve rivierkreeften. Hun omnivoor dieet zorgt voor zowel top-down als bottom-up effecten in het voedselweb. Door consumptie van macroinvertebraten, maar ook kleine vertebraten en macrofyten oefenen ze een sterke controle uit op de samenstelling van aquatische gemeenschappen (Statzner et al. 2000). Daarnaast heeft hun gedrag (graafgedrag & bentisch foerageren) een sterke invloed op sedimentatieprocessen wat leidt tot een verdere achteruitgang van het aquatische systeem (Momot 1995, Statzner et al. 2000, Statzner & Sagnes 2008, Edwards et al. 2009, Statzner 2012). Invasieve rivierkreeften worden daarom als ecosysteembouwers aangeduid (Statzner et al. 2000, Creed & Reed, 2004, Reynolds et al. 2013, Albertson & Daniels 2018). De ecologie, problematiek, impacten en mogelijke beheersmaatregelen voor invasieve rivierkreeften in Vlaanderen werden uitvoerig besproken in een eerder rapport en komen hier verder niet aan bod (Steen et al. 2023)

Om prioriteiten te kunnen stellen naar beheer en natuurbehoud toe, is het echter van belang om populaties rivierkreeften te monitoren. Naast het bevestigen van de aan- of afwezigheid van deze organismen, willen beheerders vaak ook een inschatting maken van hun dichtheden gezien de impact sterk dichtheidsafhankelijk is. Op deze wijze kunnen beheerinspanningen afgestemd worden op de situatie in het veld, en kan de effectiviteit ervan worden gemeten (Fulton et al., 2012).

Vanwege de diverse habitats waarin rivierkreeften voorkomen, bestaat er een breed scala aan methodologieën om hun populatie te beoordelen. Dit omvat methoden zoals beaasde vallen, elektrovisen, duikend verzamelen, kwadrantmethoden en vangen met een net. Elk van deze methoden is echter vatbaar voor vertekening. Deze vertekening kan het resultaat zijn van de selectiviteit van de vangmethode voor specifieke soorten, geslacht of grootteklassen, of seizoensaliteit van het gedrag van de rivierkreeften, habitatvoorkeur en de specifieke locatie waarin gemeten wordt (Gladman et al., 2010).

Methoden kunnen grosso modo in twee groepen onderverdeeld:

(1) *Passieve staalname methodes:*

Deze methoden maken gebruik van een val die in de omgeving wordt achtergelaten en die dieren kan vangen. Het grootste nadeel van dergelijke passieve methodes is dat deze een dichtheid schatten over een ongespecificeerde oppervlakte, en dat deze afhankelijk zijn van abundantie van de soort en de mate van activiteit ervan (Dorn et al. 2005).

(2) *Actieve staalname methodes*

Bij dergelijke methoden worden er organismen gevangen in meerdere kleinere eenheden van gekende oppervlakte die over een groot oppervlak verspreid zijn. Daarom zijn deze methodes ruimtelijk expliciet. De effectiviteit van deze bemonsteringsmethodes hangt sterk af van hun vermogen om verschillen in populatiedichtheid en samenstellingsstructuur in ruimte en tijd te kwantificeren. Het is belangrijk op te merken dat dergelijke ruimtelijk expliciete methoden doorgaans ook de juveniele fractie van de populatie bemonsteren. Desalniettemin zijn dergelijke methoden veelal niet praktisch uitvoerbaar in de Vlaamse context.

Het bepalen van de dichtheid is verder afhankelijk van de vangstmethode (cfr. 2) en de statistische methoden die gebruikt worden om de vangstefficiëntie te bepalen (cfr. 2.1.3).



Dit rapport beoogt middels een literatuursurvey (Hfst. 2) een omvattend overzicht te geven van mogelijke vangstmethode in functie van dichtheitsbepalingen en mogelijke berekeningswijzen. Ook worden factoren besproken die van invloed zijn op dergelijke inferenties. Op basis daarvan werd als algemeen toepasbaar protocol binnen de Vlaamse context de keuze gemaakt voor het gebruik van beaasde vallen als vangstmethode en het gebruik van closed capture-recapture modellen voor de inschatting van populatiedichtheits (3.1). Vervolgens wordt deze vangstmethode en berekeningswijze toegepast in verschillende casussen. Hierbij werd ervoor gezorgd dat de methode in een breed spectrum aan systemen werd getest (3.2-3.3).



2 LITERATUURSTUDIE

2.1 VANGSTMETHODEN IN FUNCTIE VAN DENSITEITSBEPALING

In dit hoofdstuk worden de vangstmethoden beschreven die algemeen toegepast worden om een inschatting te maken van de dichtheden van rivierkreeften. Om deze reden worden minder gebruikte vangstmethoden als bijvoorbeeld de gemodificeerde krabbensleuf of elektrisch vissen hier niet besproken. Voor een overzicht van vangstmethoden toegepast als beheersmaatregel wordt verwezen naar Steen et al. (2013).

2.1.1 Vangstmethoden die een grove inschatting geven

2.1.1.1 Visuele inspectie

Een methode voor het actief inschatten van de dichtheid van rivierkreeften is het visueel inspecteren van een vooraf bepaalde oppervlakte, een aanpak die zowel effectief als efficiënt kan zijn voor het meten van aanwezigheid en verspreiding en het handmatig vangen van de rivierkreeften (Engelbert, 2016). Dit is uitvoerbaar in heldere systemen tot 60 cm diepte. In diepere systemen kan deze inspectie worden uitgevoerd door duikers, op voorwaarde dat het water voldoende helder is. Deze methode biedt een aantal voordelen ten opzichte van andere methoden zoals het vangen van juveniele kreeften en het verschaffen van inzicht in de populatie structuur, de grootteverdeling en de geslachtsverhouding (Paey et Hirst, 2003; Dorn et al, 2005). Echter, deze methode is minder geschikt in zacht substraat, waar kreeften zich in kunnen verschuilen en is ook zeer arbeidsintensief. Door een afgebakende oppervlakte te bemonsteren krijgt men op deze wijze een zeer accurate inschatting van lokale dichtheden. Desondanks moeten de verschillende habitats binnen de bedding doorzocht worden om de gemiddelde dichtheid te kunnen inschatten (Paey et al. 2003).

Tot slot dient nachtelijke inspectie te worden vermeld (Larson et al., 2016). Deze methode is het minst invasief aangezien er geen rivierkreeften worden gevangen, ook wordt er op deze wijze geen schade berokkend aan andere organismen. Door de nachtelijke inspectie, treft men de rivierkreeften wanneer zij het meest actief zijn. Het nadeel is dat wanneer populatiedichtheden laag zijn, er een grote kans is dat je de dieren niet zal observeren. Net zoals bij het vangen met vallen worden de inschattingen beïnvloed door seizoensale factoren (activiteit van de kreeften). De methode is ook enkel geschikt in water van minder dan 1m diepte dat voldoende helder is. Daarom is visuele nachtelijke inspectie enkel geschikt bij omgevingscondities die de doorzichtbaarheid van de waterkolom niet belemmeren (vb. wind, neerslag) (Paey et al. 2003). Desalniettemin kan de methode een snelle en grove inschatting maken van de dichtheden aan rivierkreeften.

2.1.2 Vangstmethoden die een inschatting van grootteorde geven

2.1.2.1 Kreeftenfuiken en -korven

Het vangen van rivierkreeften wordt traditioneel uitgevoerd met kreeftenvallen (type 'opera house trap' van gaas) of kreeftenkorven (van metaal). Beide vallen zijn eenvoudig te implementeren, relatief goedkoop en inzetbaar in een breed scala aan habitats, met uitzondering van habitats met een hoge stroomsnelheid (Paey et al. 2003, Larson et al., 2016).

////////////////////////////////////

Deze vallen hebben een opening aan beide tegenovergestelde zijden die conisch vormgegeven is, zodanig dat de kreeft binnen kan, maar de val zeer moeilijk kan verlaten. Andere valtypen, zoals piramidevallen van gaas, met een vangstopening aan de bovenkant, of refugia-vallen (cfr 2.1.2.2) zijn ook mogelijk, maar minder algemeen.

Voor dichtheidsmetingen worden vallen vaak voorzien van lokaas om ze aantrekkelijk te maken. Figuur 1. Dit aas bestaat uit specifiek ontworpen rivierkreeftenpellets, vlees- of visresten, hondenvoer of kattenvoer of boilies voor karpers. Rivierkreeften worden sterk aangetrokken door stikstofhoudende chemische verbindingen in dit aas met dierlijke stoffen. Beasde vallen worden gedurende minimaal 24 uur in het water gehouden.

De Palma-Dow et al. (2020) maakten een vergelijk van verschillende types vallen, waaronder piramide vallen, kreeftenkorven, cilindrische fuiken, en refugia-vallen en onderzochten of het materiaal en/of de kleur van de val een effect had op de efficiëntie en de hoeveelheid bijvangst. Cilindrische vallen gemaakt uit gaas bleken het meest efficiënt te zijn en het minste bijvangst te genereren. Ook konden deze vallen het meest efficiënt de verschillende grootteklassen aan rivierkreeften vangen. Omdat deze vallen uit gaas gemaakt worden, wat een relatief fragiel materiaal is met een beperkte levensduur, zijn metalen kreeftenkorven een beter alternatief.

Er zijn echter ook een aantal nadelen verbonden aan het gebruik van vallen. Zo slagen niet alle vangtuigen erin kleinere kreeften te vangen. Er worden bijvoorbeeld zelden exemplaren kleiner dan 5 cm gevangen in kreeftenvallen (type 'opera house trap) en -korven (Peay 2003). Eén van de factoren die hierop van invloed is, is de vangstopening van de val. Hoe groter de vangstopening, hoe groter de gemiddelde kreeft die ermee gevangen wordt (De Palma-Dow, 2020). Ook het territoriaal gedrag van grotere mannelijke kreeften kan voorkomen dat kleinere en vrouwelijke exemplaren de val betreden. De geslachtsverhouding van de gevangen individuen in dergelijke beasde vallen is vaak overwegend mannelijk (Green et al. 2018, de Palma-Dow et al. 2020). Daarbij komen de jongste stadia van rivierkreeften minder op aas af doordat ze minder concurrentieel zijn dan grotere rivierkreeften. Daarom kan het een aanbeveling zijn om verschillende types vallen te gebruiken en zo een grotere proportie van de populatie te bemonsteren als de doelstelling is een correct inzicht te verkrijgen in de demografie van de populatie (de Palma-Dow et al. 2020).



Figuur 1. Metalen rivierkreeftenkorf met aaspot en vangst van rode Amerikaanse rivierkreeft.

2.1.2.2 Artificiële Refugia korven (ART)

Refugia-vallen, samengesteld uit aan elkaar gekoppelde PVC-buizen variërend in lengte van 15 tot 25 cm en met uiteenlopende diameters (bijvoorbeeld 30 mm, 40 mm, 50 mm, 55 mm), dienen als niet-beaasde vangstmethode voor rivierkreeften. Deze vallen, die aan één kant open zijn, bootsen de natuurlijke schuilplaatsen van rivierkreeften na, waardoor ze een aantrekkelijke optie bieden voor deze dieren om zich te verbergen. Hun ontwerp elimineert de noodzaak voor lokaas en vermijdt het risico op bijvangst, wat hen toelaat langer dan 24 uur in het water te blijven zonder als echte vangtuigen beschouwd te worden (Curti et al. 2021). Interessant is dat het gebruik van refugia-vallen een niet-vertekende geslachtsverhouding lijkt te waarborgen en in sommige studies, zoals die van Green et al. (2018), zelfs een hogere vangst per inspanning (CPUE) rapporteert voor signaalkreeft (*P. leniusculus*) in vergelijking met beaasde vallen.

De effectiviteit van deze vallen kan variëren afhankelijk van verschillende factoren zoals het habitat en de soort rivierkreeft in kwestie. Met name, indien het habitat voldoende schuilplaatsen verstrekt voor rivierkreeften, kunnen deze vallen minder effectief zijn (Curti et al. 2021). Bovendien hebben studies aangetoond dat refugia-vallen vooral rivierkreeften van gemiddelde grootte (21 mm – 39 mm) aantrekken, terwijl beaasde vallen geneigd zijn grotere exemplaren (meer dan 4 cm) te vangen (O'Connor et al., 2018). Het gebruik van buizen met een grotere diameter vergroot niet alleen de kans op het vangen van een breder scala aan maten, maar verhoogt ook de totale vangst. Deze vangstmethode kan daarom een accuratere weergave geven van de aanwezige populatiestructuur dan kreeftenkorven of -fuiken (Green et al., 2018, O'Connor et al., 2018).

Een bijkomend voordeel van refugia-vallen is de efficiëntie in gebruik; het legen en opnieuw plaatsen van de vallen neemt significant minder tijd in beslag, aangezien het openen van de val om lokaas te vervangen en de gevangen rivierkreeften vrij te laten, niet nodig is. Deze kenmerken maken refugia-vallen een aantrekkelijke optie voor onderzoek naar en monitoring van rivierkreeftenpopulaties, door een combinatie van praktische bruikbaarheid en minimale verstoring van de natuurlijke leefomgeving.

2.1.2.3 eDNA

Het gebruik van eDNA is een waardevolle tool in het bevestigen van de aan- of afwezigheid van soorten in aquatische milieus. Zelfs zonder zichtbare specimen, kan aanwezigheid aangetoond worden door genetisch materiaal uit de waterkolom te filteren, en deze methode is dus bijzonder waardevol voor vroege detectie van invasieve rivierkreeften. Ondanks de hoge initiële ontwikkelkosten voor de assays kan eDNA de totale kost van surveys verminderen door de noodzaak voor fysieke vangstmethoden te beperken.

Anderzijds is het meten van densiteiten middels eDNA controversiëler. Het is immers complex een betrouwbare correlatie vast te stellen tussen eDNA concentraties en de populatiedensiteiten. Deze relatie wordt in sterke mate beïnvloed door tal van factoren, zoals de levensfase, gedrag en omgevingsfactoren (vb. waterstroming, temperatuur, UV-straling) die de verspreiding of degradatie van eDNA kunnen beïnvloeden. Om densiteiten in te schatten, dienen modellen te worden ontwikkeld die rekening houden met bovengenoemde variabelen. Deze modellen vereisen uitgebreide kalibratie en validatie met veldgegevens.



vangstmethode	Algemene toepasbaarheid	Vertekening op basis van grootte	Vertekening op basis van gedrag	Praktische toepasbaarheid	Kwantitatief?	Randvoorwaarden
Beasde vallen	++	--	--	++	Schatting grootteorde	> 20 cm diep
ART	++	+	-	++	Schatting grootteorde	> 20 cm diep
eDNA	++	?	-	+	Schatting grootteorde	
Pritchard traps	--	++	++	--	Expliciet	Ondiepe riviertjes of beken met stenige bodem, houdt geen rekening met habitatheterogeniteit
Visuele inspectie	++	++	++	+	Grove inschatting	Afhankelijk van weersomstandigheden en doorzicht (zichtbaarheid bodem noodzakelijk), mogelijk in smallere waterlopen of in ondiepere oeversegmenten indien bredere/groter/dieper water
TTD	--	++	++		expliciet	Kleine zijstromen, die tijdelijk omgeleid kunnen worden. Mogelijk mitigerende maatregelen nodig

Tabel 1 Overzicht van verschillende vangstmethodes, met een kwalitatieve evaluatie voor toepasbaarheid, vertekening, uitvoerbaarheid (++: zeer goed, +:goed, -:niet zo goed, --:zeer slecht, ?: onbekend).

2.1.3 Ruimtelijk expliciete vangstmethode

2.1.3.1 Pritchard val

De Pritchard val is een soort omheiningval, gebruikt als een passieve vangsmethode. De val bestaat uit een vijfzijdige gaaszak, met een stevige kwadrantframe (zijde = 0,5 m) bevestigd aan de gaaszak. De valoppervlakte is daarom 0,25 m² en gemeten densiteiten zijn daarom ruimtelijk expliciet. De opstaande zijden van de gaaszak zijn een dertigtal centimeter hoog maar kunnen worden aangepast aan de waterdiepte. Tijdens de inzet in het water kan het gaas van de zijden worden platgedrukt. De maaswijdte van het gaas is max. 2 cm zodat kleinere organismen doorgelaten kunnen worden. Bij plaatsing worden objecten van de bedding verwijderd en de zijkanten neergelaten in de gemaakte verdieping in het substraat. Er wordt geen gebruik van lokaas gemaakt. Dit leidt er ook toe dat alle grootteklassen van rivierkreeften een gelijke vangstkans hebben, dit in tegenstelling tot beaasde vallen, waar competitievere individuen de kleinere grootteklassen verdringen. Deze methode is geschikt voor ondiepere wateren met een rotsachtige bodem en werd specifiek ontwikkeld voor het inschatten van densiteiten van de signaalkreeft (*Pacifastacus leniusculus*) in ondiepe bovenlopen (Pritchard et al., 2021). Dergelijke systemen worden zeer zelden aangetroffen in de Vlaamse context, en de toepasbaarheid van de val is daarom beperkt. De val is immers moeilijk te gebruiken in dieper of troebel water, met minder beschikbare refugia voor de kreeften. Daarnaast is het gebruik van de vallen vrij arbeidsintensief, het substraat onder de vallen moet handmatig worden verplaatst, en hiervoor moet de waterloop doorwaadbaar zijn.

2.1.3.2 Triple Drawdown

Een alternatieve methode is de zogenaamde "Triple Draw Down"-methode, waarbij een beperkt transect van een rivier wordt omgeleid via een omleidingskanaal en herhaaldelijk wordt drooggelegd (Chadwick et al. 2021). Kiezels, rotsblokken, puin en andere rivierkreeftenrefugia worden uit de rivier verwijderd en de kreeften werden met de hand of het net gevangen. Deze methode is ruimtelijk expliciet en biedt niet alleen een robuuste inschatting van de dichtheden, maar ook van de demografie van de populatie. Met deze methode werden bijvoorbeeld dichtheden aangetoond van 20-110 individuen per m², waarbij 90% van de signaalkreeft (*Pacifastacus leniusculus*) populatie bestond uit individuen die minder dan 2,5 cm (carapax lengte) maten. Desondanks is deze methode zeer intensief en enkel toepasbaar in een beperkt aantal specifieke habitats (Pritchard et al. 2021). Ook heeft deze methode een zeer grote impact op de aanwezige fauna, en dienen mitigerende maatregelen worden getroffen voor vissen en andere aanwezige aquatische organismen. Binnen de Vlaamse context is deze methode daarom niet bruikbaar.

2.1.3.3 'Range of attraction' – 'Effective sample Area'

Methoden als Catch Mark Recapture (CMR) (cfr. 3.2) worden vaak gebruikt om abundantie van rivierkreeften te meten, hoewel deze niet ruimtelijk expliciet zijn. Het is namelijk onduidelijk of beaasde vallen voldoen aan de restrictieve assumpties van mark-recapture modellen. Eén van deze assumpties binnen vangst-hervangstmodellen is dat alle dieren binnen een bepaalde oppervlakte een gelijke vangstprobabiliteit hebben. Naast fenologische factoren (zie Hfdst. 2.3) speelt de afstand tot de val hierin een rol. Sommige auteurs omzeilen dit probleem door te refereren naar de '*range of attraction*', of de reikwijdte waarbinnen aantrekking tot de val plaatsvindt. Als richtlijn wordt voor rivierkreeften vaak een range of attraction, gebruikt van ca 10 à 25 m (Acosta & Perry, 2000, Kholodkevich et al. 2005).



Als deze reikwijdte bepaald wordt, kan deze maat worden gebruikt om de werkelijke dichtheid van de rivierkreeften te bepalen door middel van extrapolatie. Acosta et al. (2000) beaasden vallen om *Procambarus alleni* aan te trekken in de zoetwatermoerassen van de Everglades in Florida en berekenden een 'effective sampling area' van 56,3m². Op dergelijke wijze kan een niet kwantitatieve methode alsnog worden gebruikt om een ruimtelijke expliciete densiteitsinschatting te maken. Weliswaar moet dergelijk maat opnieuw worden berekend voor elk mogelijk systeem, soort en valtype en lokaas wat de methode niet algemeen toepasbaar maakt.



2.2 BEREKENINGSMETHODEN VOOR INSCHATTINGEN VAN DE POPULATIEDENSITEIT

Het schatten van populatieomvang en -dichtheden is cruciaal binnen de ecologie en vormt een fundamenteel aspect van het effectief beheeren van invasieve soorten, zoals rivierkreeften. In het volgende overzicht worden diverse methoden belicht die ingezet worden om inzicht te verkrijgen in de omvang en dichtheden van populaties, en daarmee hun potentiële impact.

2.2.1 Directe tellingen

Bij directe tellingen wordt de populatiegrootte van rivierkreeften ingeschat door daadwerkelijk individuele kreeften te tellen, wat resulteert in nauwkeurige schattingen en de mogelijkheid om ruimtelijke expliciete informatie te verkrijgen (Fulton et al., 2012). Echter, er zijn ook enkele uitdagingen verbonden aan deze methode. Ten eerste is deze methode alleen praktisch in systemen met voldoende helderheid waarbij de bodem vanaf de oever zichtbaar is, wat de toepasbaarheid in Vlaanderen kan beperken (maar zie 2.3.2). Ook kan sterke vegetatieontwikkeling de toepasbaarheid beïnvloeden. Ten tweede dienen directe tellingen door visuele inspectie 's nachts met een sterk zoeklicht te worden uitgevoerd, aangezien de kreeften nachttactief zijn. Het uitvoeren van directe tellingen is daarom zeer arbeidsintensief en bij het nemen van steekproeven bestaat het risico dat deze lokale densiteiten vertegenwoordigen en daarom niet volledig representatief zijn voor de gehele populatie. Om een uitgebreider beeld te verkrijgen van de populatiegrootte van rivierkreeften, is het vaak noodzakelijk om aanvullende methoden te gebruiken, afhankelijk van de specifieke soort, habitat en beschikbare middelen.

2.2.2 Catch per unit effort ('CPUE')

CPUE, of 'Catch Per Unit Effort', is een methodologie gebruikt in de visserijbiologie en ecologie om de relatieve dichtheid van populaties te schatten. Het houdt in dat het aantal gevangen individuen wordt gedeeld door de inspanning, zoals het aantal vallen per nacht. Ondanks de brede toepassing van deze metingen, zijn er beperkingen. De correlatie tussen populatiedensiteit en CPUE voor rivierkreeften werd berekend in tal van studies, en deze is niet eensluidend en varieert van zeer sterk (Cappelli & Magnuson, 1983, Zimmerman & Palo, 2011) tot zwak (e.g. Dorn *et al.*, 2005). Factoren zoals het gedrag, vangsttechnieken, en omgevingsomstandigheden kunnen de CPUE sterk beïnvloeden, wat de betrouwbaarheid als indicator voor populatiedichtheid limiteert.

Dorn et al. (2005) illustreerden dat CPUE metingen met kreeftenfuiken geen correlatie vertoonden met de werkelijke dichtheden binnen een afgesloten omgeving, terwijl de ruimtelijk expliciete 1m²- 'throw traps' wel een lineair verband toonden. CPUE-berekeningen met beaasde vallen kunnen onderhevig zijn aan fenomenen zoals hyperstabiliteit (i.e. waarbij een overschatting wordt gemaakt bij een matige dichtheid) (Olsen *et al.*, 2011), maar ook hyperdepletie (i.e. waarbij een onderschatting wordt gemaakt bij hoge kreeftendichtheden, vooral met vele kleinere individuen) (Dorn *et al.* 2005). Ook andere factoren, zoals de aanwezigheid van predatoren kunnen de CPUE beïnvloeden (Collins *et al.*, 1983). Het gedrag van de rivierkreeften wordt immer significant beïnvloed door de aanwezigheid van kairomonen in de waterkolom (i.e. chemische stoffen uitgescheiden door een bepaalde soort die gedetecteerd kunnen worden door andere soorten) (Kenison *et al.*, 2018, Musil *et al.*, 2023).

Desondanks biedt het gebruik van CPUE aanzienlijke voordelen die het een waardevol instrument maken in ecologisch onderzoek en beheer. Het is een eenvoudige en

kosteneffectieve manier om gegevens te verzamelen, wat het toegankelijk maakt voor een breed scala aan gebruikers. CPUE faciliteert de vergelijkbaarheid van gegevens over tijd en plaats, essentieel voor het monitoren van populatiedensiteiten en het evalueren van beheersmaatregelen. De flexibiliteit in vangstmethoden die CPUE toelaat, biedt onderzoekers de mogelijkheid om de methodologie aan te passen aan specifieke doelsoorten of habitats. Als indicator voor relatieve veranderingen in populatiedichtheden, kan CPUE belangrijke trends in toename of afname van populaties onthullen. De sleutel tot het effectief gebruik van CPUE ligt in het zorgvuldig kiezen van de juiste vangsttechniek en het nauwkeurig interpreteren van de gegevens binnen de context van de specifieke onderzoeksdoelen en -omstandigheden (Larson & Olden, 2016).

2.2.3 CMR (Catch Mark Recapture)

Vangst-merk-hervangst laat in principe toe een inschatting te maken van relatieve populatiedensiteiten. De kern van de vangst-hervangst methodologie is dat een dier wordt gevangen, gemerkt (Figuur 2) en weer vrijgelaten in de hoop deze opnieuw te vangen (en te merken) na een bepaald tijdsinterval. Het merkteken dient duurzaam te worden aangebracht zodat deze tussen de vangstinspanningen bevestigd blijft. Dit leidt tot vangsthistorieken (vb. 10111), waarbij 1 een vangst voorstelt en 0 een gelegenheid waar het organisme niet werd waargenomen. Op basis van de proportie eerder gemerkte versus ongemerkte individuen kan de totale populatiegrootte worden ingeschat afhankelijk van de assumpties over immigratie, emigratie, geboorte en sterfte in de populatie tussen verschillende vangstinspanningen (i.e. een 'open' of gesloten populatie). Er bestaan verschillende modellen voor verschillende staalnameopzetten of inbreuken tegen de assumpties, maar het basisprincipe steunt op de Lincoln Peterson index:

$$N=(n_1 \cdot n_2)/m$$

waarbij N de geschatte populatiegrootte is, n_1 het aantal individuen in de eerste steekproef, n_2 het totaal aantal gevangen individuen in de tweede steekproef en m het aantal gemerkte individuen gevangen in de tweede steekproef. Later zijn er verschillende modificaties aangebracht aan de oorspronkelijke methode, zoals de Chapman-correctie voor kleinere populaties of de Schnabel-methode voor herhaalde vangsten.

Grosso modo zijn er twee types analyses te onderscheiden: analyses voor open populaties en analyses voor gesloten populaties. Bij gesloten populaties wordt ervan uitgegaan dat er gedurende de steekproefperiode geen veranderingen plaatsvinden in de populatiegrootte (i.e. geen migratie, geen geboortes en geen sterfte). Over het algemeen is de steekproefperiode kort, en wordt daarom aan deze assumpties voldaan, vooral in afgesloten systemen.

De basismodellen hebben de assumptie dat alle dieren een gelijke vangstkans hebben. Echter, in de praktijk variëren vangstkansen door verschillende factoren (cfr 4). Sommige dieren worden bijvoorbeeld aangetrokken tot aas ('trap happy'), terwijl anderen vallen vermijden ('trap shy') (Acosta & Perry, 2000, Meriweather, 1986). Merktekens mogen daarom in principe geen invloed hebben op de vangstkans (vb. het dier meer vatbaar maken voor predaties) en mogen niet verloren gaan tijdens de steekproefduur. Ook externe factoren, zoals weersomstandigheden kunnen een invloed uitoefenen op de vangstkans tussen steekproeven. Om dergelijke variabiliteit te counteren, zijn modelmatige benaderingen ontwikkeld die gebruik maken van maximum likelihood schattingen voor (her)vangstkansen. Alternatieve modellen kunnen dan ook tegen elkaar afgewogen worden, met het Aikake information criterion. Deze modellen vereisen weliswaar dat organismen individueel worden gemerkt.



Daarnaast is het gezien de capaciteit van rivierkreeften om over grote afstanden te migreren eventueel opportuun om modellen voor open systemen te gebruiken. Rivierkreeften hebben immers het vermogen om uit de steekproeflocatie te migreren. In deze laatste modellen worden parameters als emigratie (of sterfte) en immigratie (of geboorte) dan ook expliciet berekend. Studies in open systemen zouden daarom in principe over langere duur moeten lopen, indien mogelijk. Hiervoor maakt men onder andere gebruik van CJS (Cormack Jolly Seber) modellen, met minimaal 3 vangstmomenten tijdens het seizoen waarin ze actief zijn. Vaak zijn staalnames verspreid over lente en herfst (niet de winter omwille van hoge mortaliteit) (Rorgowski *et al.*, 2013) en/of jaren, om seizoensgebonden of jaarlijkse variaties in overleving en detecteerbaarheid te kunnen analyseren (i.e. robuuste staalnamesdesign) (Nowicki *et al.*, 2008).



Figuur 2. Gemerkte rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) in het Kanaal van Stekene (foto K. Scheers).

2.3 FACTOREN DIE EEN INVLOED HEBBEN OP VANGSTEFFICIËNTIE BIJ BEAASDE VALLEN

2.3.1 Rivierkreeftengedrag

Een studie met cameravallen op *Euastacus armatus* toonde duidelijk aan dat sommige van de rivierkreeften zeer afkerig zijn ten opzichte van beaasde vallen en deze duidelijk vermijden ('trap shy'). Dit leidt tot een potentiële onderschatting van de populatiedichtheiden (Fulton *et al.* 2012). Andere onderzoeken hebben dergelijke aversie voor beaasde vallen bevestigd. Dit effect kan ertoe leiden dat dergelijke vangstmethoden, indien vergeleken met actieve vangstmethoden zoals elektrovisserij of visuele inspectie, leiden tot een onderschatting van de eigenlijke populatiegrootte (Gladman *et al.* 2010).

////////////////////////////////////

Anderzijds is het omgekeerde effect ook beschreven en bepaalde rivierkreeften lijken doelgericht beaasde vallen bezoeken ('trap happy'). Dit effect blijkt daarnaast ook grootte- en geslachtsafhankelijk te zijn. Grotere en agressievere mannetjes zien de beaasde vallen als gemakkelijke prooien. Dit werd aangetoond voor *Austropotamobius pallipes* doordat de proportie mannetjes groter was bij het gebruik van beaasde vallen, als bij het handvangen (Acosta & Perry, 2000).

2.3.2 Biologische Kenmerken

Vangsten met beaasde vallen geven een vertekend beeld van de verdeling van de grootteklassen binnen rivierkreeftenpopulaties. Onderzoek toont aan dat deze methode een systematische onderschatting maakt van het aantal kleinere, jongere en vrouwelijke kreeften ten gunste van grote, agressieve, mannelijke kreeften (Ogle & Kret, 2008, Chucholl *et al.* 2011, Larson & Olden, 2016). Het variëren van de diameter van de valingangen kan kreeften van verschillende groottes, geslachten of soorten opleveren, maar door dergelijke aanpassingen is het nog steeds niet mogelijk om een correcte inschatting van de populatiestructuur te maken. Desondanks lijkt experimenteel onderzoek aan te tonen, dat bij afwezigheid van concurrerende grootteklassen bij *Procambarus alleni*, elke grootteklasse de vallen betreedt (Acosta & Perry, 2000). Deze vertekening is dus wellicht toe te schrijven aan het feit dat rivierkreeften het risico niet nemen zich in een val te begeven waar reeds grotere individuen aanwezig zijn.

Ook ei- en larvendragende vrouwtjes of net vervelde kreeften zijn over het algemeen minder vangbaar aangezien zij kwetsbaarder zijn (Lawrence *et al.*, 2006). Deze individuen verblijven meer in refugia of ingegraven in het substraat. De vangstefficiëntie voor kreeften met voornoemde biologische kenmerken is daarom in verhouding hoger bij andere vangstmethoden zoals bijvoorbeeld refugium-vallen.

2.3.3 Omgevingsfactoren

Het tijdstip van het plaatsen van vallen en de bijbehorende omgevingsvariabelen kunnen invloed hebben op de vangst per inspanning. Er bestaat een positief verband tussen watertemperatuur en CPUE (Araujo & Romaine 1989, Somers & Green, 1993). Ook andere tijdelijk factoren zoals maanfasen of weersomstandigheden hebben een invloed op vangstbaarheid. Araujo en Romaine (1989) onderzochten op welke wijze verschillende omgevingsfactoren de totale vangst beïnvloeden. Deze onderzoekers schreven 85% van de variatie in CPUE toe aan temperatuur effecten, en het overige gedeelte aan factoren zoals maanfase of weersomstandigheden (bijv. regen). Om deze redenen wordt in gematigde gebieden over het algemeen enkel in de warmere maanden gevangen.

Naast temperatuur is ook het stroomregime van beken en rivieren een seizoensgebonden aspect waarmee rekening moet gehouden worden. Hogere debieten onderdrukken vaak de vangst van kreeften door gedragsmatige aanpassingen waarbij ze minder actief worden of waarbij ze zich meer verschuilen (Bubb *et al.*, 2004).

De aanwezigheid van refugia in de omgeving naast de aanwezigheid en densiteit van predatoren (Collins *et al.*, 1983) spelen eveneens een rol. Bij hoge densiteiten predatoren is de trade-off voor de rivierkreeft om zich in de waterkolom te begeven negatiever, dan wanneer deze niet aanwezig zijn. In dergelijke gevallen houden zij zich vaker schuil in refugia indien deze in voldoende mate aanwezig zijn (Collins *et al.*, 1983).



2.4 FACTOREN VAN INVLOED OP DETECTIE EN DENSITEITSBEPALINGEN DOOR EDNA

Het bevestigen van de aanwezigheid of de afwezigheid van aquatische invertebraten, zoals rivierkreeften, is inmiddels een gangbare praktijk (Dunn *et al.*, 2014, Cai *et al.* 2017). Op heden is deze methode zelfs geschikt om aanwezigheid vast te stellen bij lage densiteiten, wat een gigantisch voordeel biedt voor de gangbare praktijk bij vroege detectie en snelle respons voor uitroeiing van een soort op een locatie. Ondanks het feit dat in een gecontroleerde setting meermaals een positieve correlatie wordt aangetoond tussen densiteiten en biomassa (Dunn *et al.* 2014, Cai *et al.* 2017), blijft dit voor in situ populatiedensiteiten problematisch aangezien de concentratie eDNA in de waterkolom zeer sterk afhangt van verschillende factoren (Dunn *et al.*, 2014, Johnson *et al.*, 2020). Ook is het belangrijk zich te realiseren dat de gevoeligheid van op eDNA gebaseerde methoden varieert afhankelijk van de doelsoort en de specifieke test. Om een nauwkeurige detectie te garanderen is het belangrijk elke methode te evalueren door middel van in situ en ex situ validatietests (Troth *et al.*, 2019).

2.4.1 Rivierkreeftengedrag

In de context van eDNA is gedrag ook een bepalende factor. De organismen zullen immers meer eDNA uitscheiden naarmate activiteit hoger is. Rivierkreeftenactiviteit is het hoogste in het paarseizoen. Veel soorten zijn niet actief tijdens de winter en overwinteren bijvoorbeeld door zich in te graven.

Het graafgedrag van sommige soorten kan eveneens de detectie van eDNA compliceren door de beschikbare hoeveelheid eDNA in de waterkolom te verminderen. Dit gedrag werd onderzocht in de context van het detecteren van de invasieve kreeftensoort *Procambarus clarkii* in Franse vijvers door Tréguier *et al.* (2014), die eDNA in slechts 59% van de vijvers waarin de soort aanwezig was, konden detecteren. Dit wijst op het belang van het overwegen van gedragskenmerken van de doelsoort bij het ontwerpen van eDNA-studies.

2.4.2 Biologische kenmerken

Dunn *et al.* (2014) tonen in een experimentele setting met aquaria aan dat naast de densiteit voornamelijk de aanwezigheid van eidragende vrouwtjes een sterk positieve invloed kan hebben op de concentratie van eDNA in de waterkolom. De waargenomen positieve relatie tussen rivierkreeftenbiomassa en eDNA was echter niet aanwezig wanneer er zich geen eidragende individuen in de aquaria bevonden. De aquaria met uitsluitend vrouwtjes hadden daarnaast ook significante hogere concentraties dan aquaria met uitsluitend mannetjes. Om deze reden is het aangewezen om de reproductieve cycli en de populatiesamenstelling van de doelsoort in overweging te nemen indien wordt beoogd deze te detecteren of te bestuderen in veldcondities.

Kreefteneieren bestaan uit zacht weefsel en zijn bedekt met een slijmsecretie. Het eDNA komt vermoedelijk zowel uit deze slijmsecretie als uit de buitenste cellaag van de eieren zelf. Ovipare vrouwtjes reinigen de eieren met hun pereopoden en beluchten ze door met hun pleopoden te wapperen. Waarschijnlijk leidt dit tot een verhoogde concentratie eDNA in het water. Daarnaast laten eieren ook vaak los en komen zo in de waterkolom terecht (Dunn *et al.*, 2014).





Figuur 3. Eidragend exemplaar van de marmerkreeft (*Procambarus virginalis*). Eidragende vrouwtjes laten meer eDNA achter (foto K. Scheers).

Detectie van eDNA is over het algemeen ook efficiënter in systemen met een groot aandeel kleine kreeften (Tréguier *et al.*, 2014). Soorten als *Procambarus clarkii* groeien snel en vervelling komt vaak voor bij kleine juvenielen in tegenstelling tot bij adulten. Het vervellen kan tot een verhoogde afgifte van eDNA in de waterkolom leiden. Ook exuvia zijn een algemeen bekende bron van eDNA.

2.4.3 Omgevingsfactoren

De concentratie van eDNA in aquatische ecosystemen wordt ook bepaald door een complex samenspel van diverse omgevingsfactoren, die elk een significante impact hebben op de detecteerbaarheid en verspreiding van eDNA. Waterstroming en -dynamiek spelen een cruciale rol. Deze beïnvloeden hoe eDNA door het milieu wordt verspreid en verdund. In waterlichamen met een sterke stroming kan eDNA snel worden weggevoerd en verdund vanaf de oorsprong, wat de detectie op afstand bemoeilijkt. Seizoensgebonden veranderingen in waterstromen (vb. door neerslag) hebben daarom een invloed op de concentratie eDNA. Rice *et al.* (2018) toonden zelfs aan dat in lotische systemen, positieve detectie van rivierkreeften middels eDNA aantoonde dat de soort bovenstrooms aanwezig is eerder dan op de eDNA staalname locatie zelf. Daarom is het nuttig positieve resultaten te bevestigen met fuikvangsten.

Ook de afbraaksnelheid van eDNA speelt een belangrijke rol. Natuurlijke processen, zoals de afbraak door micro-organismen en de blootstelling aan UV-licht, verminderen de hoeveelheid eDNA in het water. Dergelijke processen worden versneld of vertraagd door factoren zoals

temperatuur, zuurgraad en andere chemische eigenschappen van het water. Bovendien kunnen natuurlijke inhibitoren in het water, zoals humuszuren en zware metalen, de efficiëntie van de detectiemethoden voor eDNA belemmeren. Deze inhibitoren kunnen leiden tot valse negatieven of verminderde gevoeligheid in eDNA-analyses, wat de noodzaak onderstreept om waterkwaliteit in overweging te nemen en technieken te gebruiken die effectief zijn in het voorkomen van dergelijke inhibitie (Jane *et al.*, 2015).



3 CASUSSEN

In dit hoofdstuk wordt een motivering gegeven voor de selectie van de toegepaste vangstmethode en berekeningswijze, namelijk het gebruik van beaasde vallen en een modelmatige berekening via closed capture-recapture modellen. Vervolgens werd deze methodiek toegepast in een serie casussen, waarbij verschillende staalnamesdesigns werden uitgetest. De casussen omvatten een breed spectrum aan aquatische systemen: gesloten en open systemen, waaronder bevaarbare en onbevaarbare waterlopen (categorie 1 en categorie 2). Effecten van verschillen in het toegepaste staalnamesdesign (duur, aantal vallen, plaatsing van de vallen) worden besproken in een algemene discussie (3.4) en meegenomen in het ontwerp van een gestandaardiseerd protocol, algemeen toepasbaar in Vlaamse aquatische systemen (Hfdst 4).

3.1 MOTIVERING VOOR GEBRUIK VAN BEAASDE KORVEN EN BEREKENING VIA CLOSED CAPTURE-RECAPTURE MODELLEN

3.1.1 Beaasde korven

Passieve bemonstering met beaasde vallen is handiger en sneller dan arbeidsintensieve actieve bemonsteringsmethoden. Hierdoor kunnen onderzoekers grotere gebieden of meer locaties bemonsteren. Alle vangstmethodes omvatten immers compromissen tussen nauwkeurigheid op individuele locaties en het aantal locaties dat bemonsterd kan worden (Jones 2011). Om deze reden is het gebruik van beaasde vallen in veldstudies voor het bemonsteren van kreeftenpopulaties of -distributies ondanks bekende beperkingen wijdverbreid.

Bovendien kan het gebruik van beaasde vallen vergelijking tussen studies en studieregio's vergemakkelijken als aspecten zoals valontwerp en gebruikte lokaassoorten gestandaardiseerd zijn. Het gebruik van beaasde vallen is daarnaast succesvol in het documenteren van de vervanging van inheemse kreeftensoorten door invasieve soorten (Lodge et al. 1986, Westman et al. 2002, Olden et al. 2011) en het vastleggen van de verspreiding van invasieve soorten in nieuwe habitats (Wilson et al. 2004, Olden et al. 2006).

Een belangrijke overweging voor de keuze voor beaasde vallen is dat er momenteel nog geen eDNA-assays beschikbaar zijn die alle aanwezige invasieve rivierkreeften in Vlaanderen detecteren, laat staan een inschatting te maken van densiteiten (cfr 2.1.2.3, 2.4). Andere methoden, zoals visuele inspectie, zijn niet precies genoeg en moeilijk te realiseren aangezien rivierkreeften nachtactief zijn. Ruimtelijk expliciete methoden zoals TDD of 'Pritchard traps' zijn niet haalbaar of ongeschikt voor de Vlaamse context.

Om deze reden werd in casussen gebruik gemaakt van hetzij kreeftenkorven of kreeftenvallen, (type 'opera house trap') afhankelijk van hun beschikbaarheid. Deze kreeftenvallen hebben weliswaar een hogere bijvangst, desondanks zijn ze beter geschikt voor grotere soorten kreeften zoals de Turkse rivierkreeft, gezien de vangstopening groter is.

Zowel de duur van de vangstexperimenten, het aantal vallen en hun ruimtelijke opstelling varieerde tussen de casussen. Het effect op de berekeningen wordt kritisch beschouwd in de algemene discussie (3.4).



3.1.2 Catch mark recapture

Gezien directe tellingen in de meeste systemen onhaalbaar zijn, en in het bijzonder in categorie 1 waterlopen (veelal weinig doorzichtig, niet altijd doorwaadbaar) lijkt de keuze voor CMR-inschattingen van populatiegrootte het meest voor de hand liggende alternatief. Deze methode is breed toepasbaar in zowel lotische als lentische systemen. Ondanks de beperkingen belicht in 3.3, kunnen schattingen van populatiegroottes onschatbare informatie bieden. Dit is onder andere aangetoond in studies die de afname van inheemse kreeftenpopulaties over tijd detecteerden (Edwards et al. 2009), de vervanging van inheemse soorten door invasieve kreeften aantoonde (Westman et al. 2002) of de afname van invasieve kreeftenpopulaties na controle- en verwijderingsinspanningen documenteerden (Hein et al. 2007). Dergelijke metingen zijn waardevol voor beheerders als basis voor besluitvorming.

Daarnaast is het belangrijk om zich te realiseren dat een kwantitatieve maat voor populatie- of gemeenschapsveranderingen eenvoudig te bekomen is, maar steeds met de nodige voorzichtigheid dient te worden benaderd. Bemonsteringsmethodes zijn immers gebiased door tal van factoren, zoals beschreven in Hfdst 4 (Larson & Olden, 2016). Om deze reden blijft het kwantitatief inschatten van een populatie rivierkreeften een uitdaging, en kunnen de resultaten niet los beschouwd worden van de context van de vangstcampagne.

Data bekomen tijdens de uitgevoerde vangstcampagnes, werden bijgehouden in een standaard veldformulier gepubliceerd op Zenodo (<https://doi.org/10.5281/zenodo.13382934>). Berekeningen werden uitgevoerd met het R pakket Rmark (Laake et al. 2019). Hierbij werd gekozen voor een 'closed capture-recapture modellen', die de focus leggen op het inschatten van de populatiegrootte en de (her)vangstprobabiliteiten. Scripts zijn beschikbaar op Github (<https://github.com/inbo/crayfish-density>).

Dergelijke modellen blijken relatief robuust voor schendingen tegen de assumptie (van geslotenheid die zich uitend in een daling van de precisie van de parameterschattingen (Kendall et al. 1999). Desalniettemin lijkt de keuze voor een gesloten populatie te verantwoorden mits een de vangstperiode kort blijft (exclusie van geboorte – sterfte & e- en immigratie). Daarbij dienen enkel (her)vangstprobabiliteiten als parameter ingeschat te worden, al dan niet als constante in tijd. Het gebruik van het full likelihood model (Otis et al. 1978) laat toe een rechtstreekse inschatting te maken van de populatiegrootte. Om de kans op overparameterisatie te beperken en overfitting van het model te voorkomen, maken we enkel gebruik van modellen die een bescheiden aantal parameters inschatten en die relevant lijken binnen de gegeven context:

Model m_0 (constante vangstkans):

De vangstkans (p) en de hervangstkans (c) zijn constant en gelijk over de tijd. Dit model gaat ervan uit dat elke individu in de populatie dezelfde kans heeft om gevangen of opnieuw gevangen te worden gedurende de studieperiode, en deze kans verandert niet.

Model m_b (gedragsrespons model):

De vangstkans (p) en de hervangstkans (c) zijn constant maar niet noodzakelijkerwijs gelijk. Dit suggereert dat de kans dat een individu wordt gevangen kan veranderen nadat het is gevangen en gemerkt, wat wijst op een gedragsreactie op het vangen (e.g. 'trap happy' dieren).

Model m_t (tijdsafhankelijke vangstkans):

Zowel de vangstkans (p) als de hervangstkans (c) variëren over tijd maar blijven gelijk aan elkaar op elk gegeven moment. Dit model houdt rekening met veranderingen in



vangstkans door bijvoorbeeld seizoensgebonden gedrag of aanpassingen van dieren aan de korven

Het gecorrigeerd Akaike information criterium (AICc) wordt gebruikt voor modelselectie en om te corrigeren voor kleine staalgroottes. De schatting voor N (populatiegrootte) op basis van het beste model wordt gerapporteerd als berekende populatiedensiteit en worden samen met standaarderror en betrouwbaarheidsintervallen gerapporteerd. Wanneer er een groot verschil is in AICc waarden tussen modellen, dan duidt dit op een voorkeur voor een specifiek model.

Een mogelijke benadering is de inschatting van het meest ondersteunde model te weerhouden als schatting van N. Een alternatieve benadering kan eruit bestaan om als inschatting van N het gewogen gemiddelde van de inschattingen van elk model te nemen, wanneer AICc waarden vergelijkbaar zijn. Het individuele gewicht is dan gebaseerd op de waarden van het informatiecriterium AIC. In de resulterende schatting van N wordt dus rekening gehouden met de prestaties en de relevantie van elk model. Voor analyse wordt in Rmark de functie `model.average()` gebruikt, gebaseerd op equatie 4.9 van Burnham & Anderson (2002).

In de hieropvolgende berekening kiezen we ervoor om de drie bovenstaande modellen te berekenen, en indien er geen van de modellen volledig ondersteund wordt, het gewogen gemiddelde van N te rapporteren. Deze berekeningswijze zal worden bediscussieerd in de algemene discussie (3.4).

3.1.3 Staalnamedesign

Het staalnamedesign dient zo gekozen te zijn dat de assumpties van een gesloten populatiemodel niet verbroken worden. In een eerst staalname campagne in het Waasland werden metingen uitgevoerd waarbij de opstelling bestond uit 3 sets van paarsgewijze vallen met een tussenafstand van 100 m. De vangstperiode van de campagne was zeer breed waardoor, ondanks de beperkte migratiedrift van rivierkreeften, de assumptie van een gesloten populatie niet kan worden aangehouden. Daarnaast wordt algemeen aangenomen dat de 'range of attraction' voor rivierkreeftenvallen tussen de 10 à 25 m bedraagt (Acosta & Perry, 2000, Kholodkevich et al. 2005). De afstand tussen de paarsgewijs opgestelde vallen ligt hier ver buiten, en leidt ertoe dat niet aangenomen kan worden dat elke individuele kreeft binnen de populatie een gelijke vangstkans heeft. Om deze redenen is het staalnamedesign tijdens de campagnes uitgevoerd in 2022 niet geschikt voor de CMR methodologie (3.3.1.1, 3.3.2.1, 3.3.2.4). De analyse wordt evenwel uitgevoerd en de resultaten weergegeven.

3.2 CASUSSEN IN GESLOTEN SYSTEEM

3.2.1 Vijver van het Normandpark in Middelkerke:

3.2.1.1 Context:

De parkvijver van het Normandpark te Middelkerke is een artificieel systeem dat bestaat uit twee geconnecteerde lobben. De oeervegetatie bestaat uit brede zoom van zegges en er is een kleine moeraszone in de noordelijk lob. Aan oostzijde wordt de vijver beschaduwd door een bomenrij. De vijver is op het diepste punt, bij de overloop naar de riolering, ca. 2m diep en heeft een sliblaag van een aantal centimeter. Het systeem is vrij eutroof. De omtrek van de vijver is ca 300 m en de oppervlakte is ca. 0,27 ha.

In de vijver werd de aanwezigheid van de marmerkreeft vastgesteld. Dit leidde tot de uitvoering van een beheermaatregel, waar afvangen gecombineerd werd met de introductie van vispredatoren. Initieel werd naast de introductie van karper in mei (zomeractieve predatoren) eveneens de introductie van kwabaal (winteractieve predatoren) voorzien. De introductie van kwabaal werd echter verhinderd door ziekte van de beoogde dieren, en de afweging om deze om die redenen niet te introduceren in de vijver. Tussen april en oktober werden door het parktoezicht afvangsten gerealiseerd. De afvangst beoogde het wegvangen van de adulte dieren, terwijl de introductie van de vispredatoren de rationale had de predatiedruk op de juveniele fractie te verhogen. De densiteiten van de marmerkreeften werden om deze reden opgevolgd, met als doel het effect van deze maatregel te meten.

De eerste densiteitsmeting vond plaats in mei vóór de introductie van karper. Na regelmatige fuikvangsten door het parktoezicht volgde een tweede densiteitsmeting in juni. Daarna was er zomerstop in afvangst, tot half augustus. In oktober werd de laatste densiteitsmeting uitgevoerd.



Figuur 4. Parkvijver in het Normandpark te Middelkerke.

3.2.1.2 Opzet

De aanpak verschilde tussen de verschillende metingen door praktische en logistieke overwegingen (Tabel 2). In mei werden 30 beaasde rivierkreeftenkorven op een regelmatige afstand van ca. 10 meter van elkaar geplaatst (binnen de aantrekkingsrange van een met hondenvoer beaasde val). Gezien de oppervlakte van de vijver is dit in een dichtheid van 1 korf per 90 m². Voor de meting in juni waren er 56 korven (ca. 1 korf per 54 m²), aangezien alle korven die voor afvangst werden gebruikt mee werden gerekend. In oktober waren er door corrosie van een aantal korven minder korven beschikbaar. De korven werden dagelijks gecontroleerd, eventuele bijvangst werd vrijgelaten. De lage vangsten in mei noopten tot een langere



vangstperiode. In oktober bedroeg de vangstinspanning slechts 4 dagen. Rivierkreeften werden individueel gemerkt met een volgnummer, en gemeten. In oktober werd een kleurcodering toegepast, aangezien er veel net vervelde rivierkreeften waren. Bij deze individuen is het exoskelet olie-achtig en is het moeilijk om deze duurzaam te labelen met een volgnummer. De kleurcodering liet wel toe de vangsthistoriek van elk individu te onderscheiden.

	Aantal korven	Aantal vangstdagen
Mei	30	6
Juni	56	5
Oktober	40	4

Tabel 2 Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de parkvijver van Middelkerke

3.2.1.3 Resultaten en discussie

3.2.1.3.1 Mei 2023

In mei werden in Middelkerke 189 kreeften gevangen, er waren 17 hervangsten over 7 vangstdagen, wat een hervangstprobabiliteit van 9 % vertegenwoordigt. Het model met de tijdsafhankelijke vangstkans krijgt het volledige gewicht binnen deze analyse wat er op wijst dat dit model bijzonder robuust is. Daarom kunnen we als schatting van de populatiedensiteit **923 individuen** aannemen met een 95% - betrouwbaarheidsinterval (BI) van [619 - 1442]. Ook het basismodel (m_0) geeft een gelijkaardige inschatting van de populatiegrootte, terwijl het gedragsresponsmodel sterk afwijkt. Desalniettemin worden geen van beiden ondersteund.

Model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	se	lcl	ucl
m_0	2	-851,78	18,54	0	48,61	950,59	211,03	635,9	1486,88
m_b	3	-859,06	11,25	0	39,31	298,05	47,53	237,16	435,94
m_t	6	-870,31	0	1	21,99	923,18	204,04	619,16	1442,08

Tabel 3 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) voor Middelkerke (mei 2023) wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par), gecorrigeerd Akaike's information criterion (AICc).

3.2.1.3.2 Juni 2023

In juni werden er 145 kreeften gevangen gedurende 5 dagen. Er gebeurden in totaal 25 hervangsten (hervangstpercentage = 17,2 %). Het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t), heeft het laagste gecorrigeerde Akaike's informatiecriterium (AICc) van -510,64 en krijgt daarom het hoogste gewicht (0,42). Dit duidt op de relatieve waarschijnlijkheid dat m_t het beste model is onder de overwogen modellen, op basis van deze steekproef. Het model met het volgende hoogste gewicht is m_0 met een AICc van -510,42, en een gewicht van 0,38. Het gedragsresponsmodel heeft een AICc van -509,18 en het laagste gewicht van 0,2.

Het toegekende gewicht geeft een kwantitatieve maatstaf voor de ondersteuning van het respectieve model gegeven de data: hoe hoger het gewicht, hoe groter de kans dat het model het best de data beschrijft. Hoewel m_t het hoogste gewicht heeft en dus als meest waarschijnlijke model wordt beschouwd zijn de verschillen in AICc en gewichten tussen de modellen relatief klein. Dit suggereert dat er enige onzekerheid blijft bestaan over welk model het beste presteert. Om deze reden wordt eveneens het gewogen gemiddelde van de



Deze meting geeft ons een inschatting van het gecombineerde effect van introductie van vis en afvangst. De berekende densiteit is 708 [467 – 1147] en suggereert een toename van de populatie.

In de literatuur wordt dit toegeschreven aan dichtheitsafhankelijke compensatie. Door grotere kreeften weg te vangen, verbetert de lichaamsconditie van de resterende individuen. Dit leidt tot snellere groei, vroegere rijping en hogere vruchtbaarheid van de juveniele fractie. Dergelijke compenserende reactie wordt vaak geassocieerd met een verminderde concurrentie of kannibalisme en geeft aan dat de populatie uiteindelijk zal herstellen wanneer de druk afneemt (Houghton et al., 2017). Wanneer de groottes van de rivierkreeften uit het voor- en najaar vergeleken werden bleek alvast dat er proportioneel meer kleinere individuen gevangen werd na de zomerstop. Er moet hierbij opgemerkt worden dat naast afvangst ook andere elementen hier kunnen toe leiden. Vanaf de nazomer nam de proportie ei- of larvendragende vrouwtjes toe, wat er toe kan leiden dat deze individuen, in deze kwetsbaardere fase, minder vaak de fuiken betreden. Dergelijke seizoensverschillen hebben uiteraard een invloed op inschattingen, en metingen dienen bij voorkeur op vergelijkbare momenten (voorjaar – zomer – najaar) herhaald te worden om een beter beeld te vormen over de effectgrootte van een maatregel. Herhaalde dichtheitsmetingen op vergelijkbare tijdstippen zijn nodig om het effect van de maatregel te evalueren.

3.3 CASUSSEN IN OPEN SYSTEMEN

3.3.1 **Bevaarbare waterlopen**

3.3.1.1 Moervaart

3.3.1.1.1 Context:

De Moervaart (Figuur 5) is een bevaarbare waterloop die begint in Daknam en in het verlengde van de Durme ligt. Via Moerbeke en Wachtebeke loopt de vaart tot Doornzele waar deze uitmondt in het kanaal Gent - Terneuzen. De breedte varieert van een 18 m tot 45 m. In de Moervaart komt de rode Amerikaanse rivierkreeft en de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft voor. De rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) werd voor het eerst waargenomen in het Zammelsbroek in Geel in 2008, en kende sindsdien een steile opmars in Vlaanderen. De soort is naderhand wijd verspreid in het Waasland en lijkt zich verder sterk uit te breiden na de initiële waarneming in 2018 nabij Sinaai. Om deze reden werd sinds 2022 het initiatief genomen om dichtheitsmetingen, maar ook de verspreiding van de soort in de regio te monitoren. De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft komt hier al langer, maar in lagere aantallen voor. Voor de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft werden geen populatie-inschatting uitgevoerd binnen dit onderzoek.



Figuur 5. Moervaart ter hoogte van de Dambrug.

3.3.1.1.2 Opzet

Twee transecten van 100 m werden bemonsterd, één gelegen aan de monding van de Leebeek en één ter hoogte van de Sinaaibrug. Om de 50 meter werden telkens een set van 2 korven geplaatst (één kreeftenkorf en één draadfuik), dus 6 korven in totaal. De korven werden dagelijks nagekeken op de aanwezigheid van rivierkreeften (met uitzondering van zaterdagen en zondagen) en tweewekelijks opnieuw beaasd. De korven bleven gedurende 43 dagen liggen aan de Sinaaibrug, en gedurende 24 dagen aan de monding van de Leebeek.

	Aantal korven	Aantal vangstdagen
Monding Leebeek	6	17
Sinaaibrug	6	29

Tabel 6 Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de Moervaart

3.3.1.1.3 Resultaten

3.3.1.1.3.1 Monding Leebeek

Bij de monding van de Leebeek werden over een periode van 17 dagen in totaal 56 kreeften gevangen, waarvan er slechts 3 werden hervangen. Dit resulteert in een relatief laag hervangstpercentage van 5,4%.

model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	se	lcl	ucl
m_t	35	52,42	0	1	32,42	503,61	278,73	201,76	1430,6
m_b	3	98,28	45,86	0	143,61	807035,1	0	807035,1	807035,1
m_0	2	100,44	48,02	0	147,78	534,77	297,35	212,29	1522,59

Tabel 7 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) voor de Monding van de Leebeek (oktober 2023) wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper

confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

Uit de modelanalyse komt het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t) naar voren als het meest ondersteunde model, met een AICc van 52,42 en een gewicht van 1. Dit model, dat aanneemt dat de vangstkans over tijd varieert, schat de populatie op **504 individuen** met een aanzienlijke standaardfout van 278,73 en een breed 95% betrouwbaarheidsinterval van 202 tot 1431.

Het gedragsmodel (m_b), dat potentiële gedragsveranderingen in reactie op vangst overweegt, levert een buitengewoon hoge en onrealistische populatieschatting van 807035,1 individuen. Dit model heeft een AICc van 98,28 en ontvangt geen gewicht in vergelijking met de m_t en m_0 , wat de lage betrouwbaarheid en relevantie van dit model voor de data aantoonst. De geschatte waarden van p en c in dit model lijken weinig realistisch, met een vangstkans (p) van praktisch nul en een hervangstkans (c) van 0,0066, wat de validiteit van dit gedragsmodel verder in twijfel trekt. Het basismodel (m_0), dat constante vangst- en hervangstkansen veronderstelt, schat de populatiegrootte op 535 individuen [BI: 212-1522]. Ondanks de grote standaardfout en het brede 95% betrouwbaarheidsinterval, ligt deze schatting dicht bij die van het model met tijdsafhankelijke vangstkans en is deze realistischer dan de schatting van het gedragsresponsmodel.

Gezien het gewicht van het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t), lijkt dit model het beste de populatiegrootte bij de monding van de Leebeek te weerspiegelen. Desondanks is dit het model waarbij de meeste parameters dienen ingeschat te worden, wat aanleiding kan geven tot overfitting. De lage hervangstpercentages en de grote variatie in de schattingen benadrukken echter de noodzaak tot voorzichtigheid bij de interpretatie en suggereren dat aanvullende gegevens of verfijnde modellen nuttig kunnen zijn om een nauwkeuriger beeld van de populatiegrootte te krijgen.

Daarnaast moet er rekening gehouden worden met het feit, dat gegeven de lange vangstinspanning (17 dagen) en de ruimtelijke plaatsing van de vallen, de assumpties voor de toepassing van een gesloten populatie meer dan waarschijnlijk geschonden zijn. Om deze reden is dit staalnamesdesign niet geschikt voor het meten van lokale dichtheden van rivierkreeften.

3.3.1.1.3.2 Sinaaibrug

Aan de Sinaaibrug werden gedurende 29 dagen in totaal 103 kreeften gevangen, waarbij slechts drie individuen meerdere keren werden gevangen, wat resulteert in een laag hervangstpercentage van 2,9%.

model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	Se	lcl	ucl
m_t	35	-2,75	0	1	33,98	1721,17	972,51	647,93	4908,17
m_0	2	25,68	28,43	0	129,13	1766,67	999,29	663,55	5040,64
m_b	3	26,51	29,26	0	127,96	260078,6	4924180	2341,14	30198101

Tabel 8 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) aan de Sinaaibrug (oktober 2023) wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

////////////////////////////////////

Het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t) wordt het sterkst ondersteund met een AICc van -2,75 en een gewicht van 1,00. Dit model schat de populatie op **1721 individuen** met een aanzienlijke standaardfout van 972,51. Het brede 95% betrouwbaarheidsinterval [648 – 4908] onderstreept de grote onzekerheid rond deze schatting.

Het basismodel (m_0), dat uitgaat van constante vangst- en hervangstkansen, biedt een vergelijkbare schatting van de populatiegrootte met 1767 individuen en een standaardfout van 999,29. Ondanks het hogere AICc van 25,68, wat wijst op minder ondersteuning vergeleken met het tijdsafhankelijke model, liggen de schattingen dicht bij elkaar. Het brede 95% betrouwbaarheidsinterval van 664 tot 5041 voor dit model weerspiegelt eveneens een aanzienlijke onzekerheid.

Het gedragsrespons model (m_b) toont een extreem hoge en onrealistische populatieschatting van 260078,6, met een uitermate breed BI [2341 - 30198101]. Gezien de buitensporige schattingen lijkt dit model niet relevant: de geschatte vangstkans en hervangstkans in het gedragsmodel zijn beide extreem laag (respectievelijk 0,00002 en 0,002) wat suggereert dat de data niet volstaan om een accurate representatie van de biologische realiteit weer te geven op basis van dit model. Dit wordt verder benadrukt door het buitengewoon brede betrouwbaarheidsinterval voor de populatieschatting.

Gezien de consistentie tussen de schattingen van het model met tijdsafhankelijke vangstkans en het basismodel, en de extreme en onrealistische resultaten van het gedragsrespons model, lijkt het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t) een meer plausibele inschatting van de populatiegrootte te bieden, ondanks de aanzienlijke onzekerheid. Het lage hervangstpercentage onderstreept de complexiteit van het inschatten van de populatiegrootte in dit gebied en wijst op de noodzaak om het voorgestelde staalnameprotocol te optimaliseren om de inschatting van de populatiegrootte nauwkeuriger in te schatten.

Ook hier moet er rekening gehouden worden met het feit, dat gegeven de lange vangstinspanning (29 dagen), de assumpties voor de toepassing van een gesloten populatie meer dan waarschijnlijk geschonden zijn. Om deze reden is dit staalnamedesign ongeschikt voor het meten van lokale dichtheden van rivierkreeften.

3.3.2 Onbevaarbare waterlopen

3.3.2.1 Kanaal van Stekene (1^e categorie) (2022)

3.3.2.1.1 Context

Het Kanaal van Stekene (Figuur 6) verbindt de Moervaart met Stekene, gelegen in de vallei van de Durme. De waterloop is onbevaarbaar categorie 1, maar wordt wel gebruikt voor zachte recreatie, met name om te kajakken. Ondanks een graduele toename in waterkwaliteit sinds het begin van deze eeuw, blijft deze ontoereikend, voornamelijk door een overmaat van fosfor. De oevers van de Kanaal van Stekene bestaan over vrijwel de gehele lengte uit schanskorven met breuksteen en lokaal zijn segmenten begroeid met riet. De context van de densiteitsmeting was het monitoren van de populaties rode Amerikaanse rivierkreeft zoals beoogd in 7.2.1.1. Een andere soort, die hier in zeer lage aantallen voorkomt, is de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, die geen onderdeel vormde van dit onderzoek.





Figuur 6. Kanaal van Stekene ter hoogte van de Frans Coppensbrug (1^e categorie)

3.3.2.1.2 Opzet

Op drie verschillende transecten van 100m werden in totaliteit 3 sets van 2 vallen geplaatst, met name één kreeftenkorf en één kreeftenval uit gaas (type 'opera house trap'). Het eerste transect bevond zich ter hoogte van de monding van de Molenbeek, het tweede aan de Frans Coppensbrug en het derde transect ter hoogte van de Koebrug. De vallen werden dagelijks nagekeken op de aanwezigheid van rivierkreeften en tweewekelijks opnieuw beaasd. De korven bleven gedurende 29 dagen liggen (zie tabel), werden dagelijks gecontroleerd, behalve op zaterdag en zondag.

Locatie	Aantal korven	Aantal vangstdagen
monding Molenbeek	6	29
Frans Coppensbrug	6	29
Koebrug	6	29

Tabel 9 Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de Kanaal van Stekene

3.3.2.1.3 Resultaten

Ook hier moet vermeld worden dat het hoge aantal vangstdagen (een hoge kans op emigratie/imigratie of sterfte in de populatie) en de plaatsing van de vallen (50m) niet geschikt zijn voor closed capture recapture modellen. Niet elke kreeft in de waterloop heeft dezelfde kans gevangen te worden, gegeven de range of attraction van de beaasde vallen. Deze schending tegen de assumpties van closed capture modellen resulteert dan in de eerder lage precisie van de resultaten (m_0 & m_t) of in onrealistische schattingen onder het



gedragsresponsmodel. De analyse werd evenwel uitgevoerd en de resultaten worden weergegeven om inzicht te krijgen in de wijze waarop deze beïnvloed worden.

3.3.2.1.3.1 Monding Molenbeek

In het Kanaal van Stekene ter hoogte van de monding met de Leebeek werden, gedurende een periode van 29 dagen, in totaal 187 rivierkreeften gevangen, waarvan er 13 (7,0% van het totaal) hervangsten vertegenwoordigen.

model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	Se	lcl	ucl
m_t	35	-161,43	0	1	107,96	1399,87	369,39	863,54	2361,36
m_b	3	-91,92	69,51	0	241,87	601931,2	14131245	4556,46	82869976
m_0	2	-91,25	70,18	0	244,54	1422,2	375,87	876,33	2400,35

Tabel 10 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

Uit de analyse blijkt dat het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t) het meest ondersteund wordt, met een AICc van -161,43 en een volledig gewicht van 1. Dit model schat de populatiegrootte op **1400 individuen** met een standaardfout van 369,39. Het betrouwbaarheidsinterval [864 – 2361] weerspiegelt enige onzekerheid in deze schatting, maar blijft binnen een realistisch bereik. Het basismodel (m_0) geeft een vergelijkbare schatting van de populatiegrootte als het model met tijdsafhankelijke vangstkans, met een waarde van 1422 en een standaardfout van 375,87. Het 95% betrouwbaarheidsinterval [876 – 2400] is vergelijkbaar met dat van het model met tijdsafhankelijke vangstkans, hoewel dit model geen ondersteuning krijgt gezien een gewicht van 0 toegekend wordt.

Ondanks het hoog aantal geschatte parameters in m_t , wat een risico tot overfitting inhoudt, zijn de resultaten voor populatiegrootte vergelijkbaar met het basismodel. Gezien de sterke ondersteuning voor dit model met tijdsafhankelijke vangstkans lijkt dit model daarom het meest geschikt om de populatiedynamiek van rivierkreeften in de Kanaal van Stekene te vertegenwoordigen. Het gedragsresponsmodel maakt een onrealistische inschatting van de populatiegrootte, wat de noodzaak tot voorzichtigheid bij interpretatie aanduidt, vooral wanneer resultaten sterk afwijken van deze van andere modellen en biologische verwachtingen.

3.3.2.1.3.2 Frans Coppensbrug

Aan de Frans Coppensbrug werden over een periode van 29 dagen in totaal 203 rivierkreeften gevangen, waaronder 17 hervangsten, wat neerkomt op een matig hervangstpercentage van 8,4%.

model	par	AICc	DeltaAICc	Weight	deviance	N	se	lcl	ucl
m_t	35	-169,02	0	1	115,06	1288,12	294,38	846,64	2032,43
m_b	3	-107,46	61,56	0	240,98	9743699	0	9743699	9743699
m_0	2	-101,59	67,43	0	248,85	1305,36	298,8	857,15	2060,69

Tabel 11 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).



Uit de modelanalyse komt het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t) naar voren als het meest geschikt, met volledige ondersteuning aangegeven door een gewicht van 1 en de laagste AICc van -169,02. Dit model schat de populatiegrootte op **1288 individuen**. De standaardfout van deze schatting bedraagt 294,38, wat wijst op een redelijke precisie. Het 95% betrouwbaarheidsinterval, variërend van 847 tot 2032, reflecteert de onzekerheid op de schatting.

Het gedragsmodel (m_b) resulteert in een extreem hoge en onrealistische schatting van de populatiegrootte van ongeveer 9743699 individuen, met een AICc van -107,46. Dit model ontvangt geen gewicht in de modelvergelijking, wat de ongeschiktheid ervan voor deze data aangeeft. De extreme schatting en het ontbreken van variabiliteit (aangegeven door een standaardfout van 0) in deze schatting benadrukken aanzienlijke tekortkomingen in de toepassing van het gedragsmodel voor deze data.

Het basismodel (m_0), dat constante vangst- en hervangstkansen veronderstelt, levert een schatting op die dicht bij die van het model met tijdsafhankelijke vangstkans ligt, namelijk 1305 individuen. De standaardfout is 298,8, en het 95% betrouwbaarheidsinterval strekt zich uit van 857 tot 2060. Hoewel dit model weinig ondersteund wordt (hogere AICc van -101,59 en een gewicht van 0), biedt het toch vergelijkbare en realistische schattingen met dat van m_t .

3.3.2.1.3.3 Koebrug

Aan de Koebrug zijn 219 kreeften gevangen over de duur van 29 dagen. Er waren 20 hervangsten wat een hervangstpercentage van 9,1% vertegenwoordigt.

model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	se	lcl	ucl
m_t	35	-190,63	0,00	1,00	151,86	1289,30	270,30	876,42	1961,47
m_b	3	-131,00	59,63	0,00	275,83	8,004E+13	0	8,004E+13	8,004E+13
m_0	2	-125,66	64,96	0,00	283,16	1304,08	273,81	885,76	1984,86

Tabel 12 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

Het model m_t , met 35 parameters, komt naar voren als het meest voorkeursmodel met een AICc-waarde van -190,63. Het heeft een relatief gewicht van 1,00, wat suggereert dat het, volgens de AICc-criteria, het beste presteert in vergelijking met de andere modellen. Dit model noteert een geschatte populatiegrootte van 1289 [BI= 876 - 1961], met een standaardfout van 270,30.

Model m_0 , het meest eenvoudige model heeft een AICc van -125,66, wat het minst gunstig is en een DeltaAICc van 64,96. Dit model krijgt een gewicht van 0,00, wat aangeeft dat het aanzienlijk minder de voorkeur heeft dan m_t . Dit model biedt een geschatte populatiegrootte van 1304 [BI: 886-1985] met een standaardfout van 273,81, en bevindt zich qua schatting dicht bij m_t .

Model m_b toont een aanzienlijk hogere AICc-waarde wat resulteert in een DeltaAICc van 59,63 en een gewicht van 0. Het meest opvallende is de extreem hoge geschatte populatiegrootte van ongeveer 8,004E+13, wat wijst op een onrealistisch resultaat binnen deze modelcontext.

Op basis van deze vergelijking wordt m_t als het meest geschikte model beschouwd voor het schatten van de populatiegrootte, waarbij m_0 een vergelijkbare inschatting van de populatiegrootte maakt.

het relatief hoge gewicht (0,34) dat eraan toegekend wordt. De geschatte densiteit na uitmiddeling over alle modellen is **639 individuen**, met een standaardfout van 266.7.

3.3.2.2.3.2 Korven langs beide oevers

In totaal werden 262 kreeften gevangen, gedurende 5 dagen en waren er 30 hervangsten. Dit vertegenwoordigt 11.45% van de totale vangst.

model.y	npar	AICc	DeltaAICc	weight	Deviance	estimate	se	lcl	ucl
m ₀	2	-1449,74	12,08	0	39,17	1011,06	162,93	753,47	1403,66
m _b	3	-1458,18	3,64	0,14	28,71	412,31	56,09	336,06	567,04
m _t	5	-1461,82	0	0,86	21,04	991,31	159,13	739,91	1374,97

Tabel 15 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

Het model m_t komt naar voren als het voorkeursmodel gebaseerd op de AICc-criteria en het toegekende gewicht (0,86). Dit is het model met tijdsafhankelijke vangstkans en geeft aan dat de vangstkansen van de kreeften afhankelijk zijn van de tijd. Binnen dit model wordt de populatiegrootte op 991 individuen geschat met een standaard fout van 160.

Het gedragsrespons model schat een populatiegrootte van ongeveer 412 kreeften, met een standaardfout van 56. Dit model krijgt het relatieve gewicht 0,14 ten opzichte van de overige modellen. Het nulmodel wordt niet ondersteund. Om deze reden wordt de populatie grootte gerapporteerd na model averaging over m_b en m_t. Deze bedraagt **911 individuen** met een standaard fout van 250.

3.3.2.3 Molenbeek, Viersel (1^e categorie)

3.3.2.3.1 Context

De Molenbeek (Figuur 7) is een zijrivier van de kleine Nete in het stroomgebied van de Schelde. De locatie te Viersel was voldoende diep (ca. 0,5m). De Molenbeek is sterk beschadwd door de aanliggende bomenrand. Daarnaast was er een brede zoom lisdodde, en lokaal ook riet aan beide oevers van de locatie. In Zandhoven werd sinds kort (2019) de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutus*) waargenomen. Deze soort is niet opgenomen op de Unielijst, en is dus nog steeds vrij verhandelbaar. De soort wordt in de handel aangeprezen als een ideale vijveropruimer, net zoals eerder gebeurde met de rode Amerikaanse rivierkreeft. Ondertussen wist ze zich vanuit deze vijvers naar het natuurlijk milieu te verspreiden, en dit in meerdere provincies. Desalniettemin blijkt de soort een erg agressief karakter te hebben en is deze potentieel competitief superieur aan *Procambarus clarkii*. Momenteel wordt *P. acutus* geëvalueerd voor opname in de Unielijst, en zal deze worden opgenomen bij de volgende herziening.





Figuur 7. Molenbeek te Viersel.

3.3.2.3.2 Opzet

De vangstperiode loopt van 24 juli tot 4 augustus 2023. Langs een transect van 150 meter aan één oever werden in totaliteit 15 kreeftenkorven geplaatst, met een interval van 10 meter. De eerste val werd ter hoogte van de brug geplaatst. Met het oog op het merken van voldoende individuen werden de korven initieel 4 dagen in situ gelaten. Nadien werden de korven dagelijks nagekeken op de aanwezigheid van kreeften, en gevangen kreeften werden gemerkt. De korven werden dagelijks beaasd met hondenvoer, zodat de aantrekking van het aas minimaal zou variëren tussen de vangstdagen. Gedurende de staalnameperiode was er echter een periode van zeer intense neerslag waardoor het debiet van de waterloop meer dan verdubbelde. Dit is waarschijnlijk de reden waarom na een initieel succesvolle vangst op de 1^e dag van 13 kreeften (37,1% van het totale aantal vangsten), de hervangsten uitbleven. Om deze reden werd de vangstperiode verlengd tot 8 dagen.

Locatie	Aantal korven	Aantal vangstdagen
Viersel	15	8

Tabel 15 Overzicht duur staalname en aantal gebruikt korven in de Molenbeek

3.3.2.3.3 Resultaten

Tijdens de 8 vangstdagen werden er slechts 32 kreeften gevangen. Slechts 3 hervangsten vonden plaats, dit is een hervangst percentage van 9,4%.



model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	se	lcl	ucl
m_b	3	2,19	0	0,6	33,45	37,34	5,36	33,04	59,4
m_t	9	3,31	1,12	0,34	21,93	149,49	78,58	67,68	418,87
m_0	2	6,87	4,68	0,06	40,18	164,11	87,45	72,53	462,56

Tabel 16 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in Zandhoven wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (ucl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

Uit de modelvergelijking komt het gedragsresponsmodel (m_b) naar voor als het meest geschikt, hoewel de ondersteuning voor dit model niet overweldigend is (gewicht = 0,6). Dit model heeft de laagste gecorrigeerde Akaike's Informatie Criterion (AICc) waarde van 2,19. Desondanks krijgt geen van de modellen de volledige ondersteuning, waardoor voor de inschatting van de populatiedensiteit het gewogen gemiddelde wordt genomen van de drie modellen wat tot een inschatting van de populatiegrootte leidt van **83 individuen** (met een standaard fout van 75).

3.3.2.4 Leebeek (2^e categorie) (2022)

3.3.2.4.1 Context

De Leebeek (Figuur 8) is een onbevaarbare waterloop, categorie 2. In 2022 werden drie locaties in de Leebeek bemonsterd. De staalname locatie in 2023 was ter hoogte van de Leestraat (Sint-Niklaas). De waterloop is er gelegen tussen twee weiden, waarbij één oever wordt afgeboord met knotwilgen. De waterdiepte was net voldoende om de vallen onder water te zetten. De beoogde rivierkreeft is *Procambarus clarkii* of de rode Amerikaanse rivierkreeft, die in de bredere regio een sterke opmars kent. Een andere soort die hier in lage aantallen voorkomt, is de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, die geen onderdeel is van het onderzoek.



Figuur 8. Leebeek ter hoogte van de Hellestraat.

vergelijking met het tijdafhankelijke model. Om deze reden lijkt het aannemelijk om de **394 individuen** [BI: 318-507] als inschatting te nemen van de populatiegrootte.

Het gedragsresponsmodel (m_b) wordt niet ondersteund (gewicht: 0). De schatting van de populatiegrootte door dit model is extreem hoog en onrealistisch (ongeveer 247854) met een zeer grote standaardfout (ongeveer 8666172). De berekende lagere en bovenste betrouwbaarheidsgrenzen (BI: 1498-46107940) bevestigen deze onzekerheid. De geschatte waarden van p en c in het gedragsresponsmodel zijn ook niet realistisch. Een geschatte vangstkans p van bijna 0 en een recapture kans c van ongeveer 0,0175 suggereren ontoereikende data voor dit model.

3.3.2.4.3.2 Leestraat

In de Leestraat werden over een periode van 34 dagen in totaal 252 kreeften gevangen, met 123 hervangsten. Dit resulteert in een aanzienlijk hervangstpercentage van 48,81%.

model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	se	lcl	ucl
m_t	35	607,11	0	0,74	717,34	425,37	28,14	378,39	489,81
m_b	3	609,19	2,08	0,26	783,71	7921,18	52837,5	413,38	364704,3
m_0	2	624,68	17,58	0	801,21	427,44	28,4	380,01	492,45

Tabel 19 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) aan de Leestraat wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (bcl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

Het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t) wordt ondersteund met een AICc van 607,11 en het hoogste gewicht van 0,74, suggererend dat vangstkansen variëren over tijd. Dit model schat de populatie **op 425 individuen** [BI= 379-490] met een standaardfout van 28,14.

Het gedragsresponsmodel (m_b), waarbij gedragsveranderingen de vangst- en hervangstkansen beïnvloedt, toont een veel hogere en potentieel onrealistische populatieschatting van 7921,18 individuen, met een buitengewoon hoge standaardfout van 52837,50. De breedte van het 95% betrouwbaarheidsinterval, van 413,38 tot 364704,27, benadrukt de enorme onzekerheid rond deze schatting. De schattingen van p en c in het gedragsresponsmodel, met een vangstkans (p) van ongeveer 0,00095 en een hervangstkans (c) van ongeveer 0,0295, weerspiegelen een weinig realistische beeld van de vangstkansen. Dit suggereert dat deze schattingen met voorzichtigheid moeten worden geïnterpreteerd. Daarom wordt verkozen dit model verder niet te weerhouden.

Het basismodel (m_0), dat constante vangst- en hervangstkansen veronderstelt, biedt een schatting van de populatiegrootte dicht bij die van het model met tijdsafhankelijke vangstkans, met een inschatting van 427,44 individuen, een standaardfout van 28,40 en een vergelijkbaar 95% betrouwbaarheidsinterval [380 - 492]. Echter, dit model krijgt minder ondersteuning (AICc = 624, gewicht = 0) dan het model met tijdsafhankelijke vangstkans. Gezien het hoge hervangstpercentage en de voorkeur voor het model met tijdsafhankelijke vangstkans op basis van AICc en modelgewichten, lijkt het aannemelijk om de populatieschatting uit m_t als de meest betrouwbare te beschouwen. Het model met tijdsafhankelijke vangstkans houdt hierbij rekening met veranderingen in vangstkansen over tijd.



3.3.2.4.3.3 Hellestraat

In de Hellestraat werden over een periode van 34 dagen 115 kreeften gevangen, waarvan 71 individuen minstens één keer hervangen werden. Dit leidt tot een hervangstpercentage van 61,74%.

model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	se	lcl	ucl
m_t	35	538,33	0	1	424	170,16	13,67	149,18	203,99
m_b	3	570,37	32,04	0	521	275,64	127,48	155,83	747,05
m_0	2	571,79	33,45	0	524,43	171,93	13,98	150,42	206,49

Tabel 20 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Kanaal van Stekene wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (ucl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

Het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t) toont de sterkste ondersteuning met een gewicht van 1 en een AICc van 538. Dit model schat de populatie op ongeveer 170 individuen [BI: 149-204], gebaseerd op een standaardfout van 13,7. Deze resultaten wijzen op de dynamiek in vangstkansen en de mogelijkheid dat individuele kreeften variëren in hun vatbaarheid voor vangst gedurende de studieperiode. Om deze reden nemen we een inschatting van ca 170 individuen aan in de Hellestraat. Het nulmodel (m_0) en het gedragsrespons model (m_b) worden niet ondersteund (AICc resp.: 572 & 570, gewicht: 0).

3.3.2.5 Leebeek (2^e categorie) (2023)

3.3.2.5.1 Context

Cfr. 3.3.2.4.1

3.3.2.5.2 Opzet

Op maandag werden 15 korven geplaatst over een lengte van 150m. De korven werden dagelijks gecontroleerd, gevangen kreeften werden gemerkt en het lokaas (droge hondenkorrels) werd dagelijks vervangen. Op vrijdag werden de korven uit het water gehaald. Er zijn dus 4 vangstdagen gerealiseerd. Gemerkte kreeften worden uitgezet halfweg de afstand tot de volgende korf.

Locatie	Aantal korven	Aantal vangstdagen
Leestraat	15	4

3.3.2.5.3 Resultaten

In dit onderzoek werden gedurende vier vangstdagen 34 kreeften gevangen, waarbij 9 individuen meer dan eens werden gevangen. Dit resulteert in een relatief hoge hervangstpercentage van 26,5%.



model	par	AICc	DeltaAICc	weight	deviance	N	se	lcl	ucl
m_0	2,00	-25,21	0,00	0,65	16,32	67,28	16,80	47,08	118,69
m_b	3,00	-23,32	1,89	0,25	16,12	54,68	22,41	37,68	150,34
m_t	5,00	-21,36	3,85	0,09	13,80	66,28	16,41	46,61	116,61

Tabel 21 Samenvatting van het resultaat van de full likelihood gesloten populatiemodel selectie. De inschatting van de populatiedensiteit (N) in de Leestraat wordt weergegeven met standaard fout (se) en 95% BI (lower confidence limit (lcl), upper confidence limit, (ucl)) met het respectievelijk aantal geschatte parameters (par). Akaike's information criterion (AICc).

Uit onze analyse blijkt dat het model dat uitgaat van een constante vangstkans (m_0) de meeste ondersteuning krijgt op basis van het laagste Akaike's Informatie Criterion gecorrigeerd voor kleine steekproefgroottes (AICc). Desondanks moeten de andere onderzochte modellen niet over het hoofd worden gezien. Zowel het model met gedragsrespons (m_b) als het model met tijdsafhankelijke vangstkans (m_t) bieden waardevolle inzichten, hoewel ze een hogere AICc waarde hebben. Het gedragsresponsmodel schat de vangst- en hervangstkans op respectievelijk 0,2 en 0,15, wat wijst op enige vorm van gedragsverandering bij de kreeften na hun eerste vangst. Dergelijke probabiliteiten lijken aannemelijk.

Gezien de nabijheid van de geschatte populatiegroottes over de verschillende modellen en de realistische schattingen van vangstkansen in het gedragsresponsmodel, rapporteren we een gewogen gemiddelde van de geschatte populatiedichtheden over de drie modellen. Dit gewogen gemiddelde geeft een schatting van **64 individuen** met een standaardfout van 19. Dit gewogen gemiddelde biedt een gebalanceerde schatting die rekening houdt met de bijdrage en het relatieve belang van elk model op basis van hun AICc gewichten. Deze benadering stelt ons in staat om een robuuste schatting van de populatiegrootte te geven, terwijl we ook rekening houden met de onzekerheid en variabiliteit in vangstkansen die door de verschillende modellen worden gesuggereerd.



3.4 ALGEMENE DISCUSSIE

De casussen belichten een diversiteit aan habitats, gaande van kunstmatige vijvers tot natuurlijke waterlopen en kanalen. Sinds aanvang van de metingen in 2022 is de methodologie geëvolueerd wat waardevolle inzichten oplevert over de invloed op de inschattingen. Verschillen in het aantal gebruikte of de ruimtelijke plaatsing van de vallen en de lengte van de vangstperiodes dienen zorgvuldig gekozen te worden. Om vergelijkbaarheid van data te optimaliseren is het van belang een gestandaardiseerd protocol uit te werken. Toch blijft het belangrijk om inschattingen van populatiegrootte via Capture-Mark-Recapture (CMR) steeds kritisch te benaderen, en alle bronnen van bias en onnauwkeurigheid in overweging te nemen. Het seizoensgebonden gedrag, zoals afgenomen activiteit bij koudere temperaturen (Nowicki et al., 2008), en voorkeuren voor specifieke habitats (Guan & Wiles, 1996; Wooster et al., 2012; Englund & Krupa, 2008; Parkyn, 2002) spelen eveneens een significante rol in de variabiliteit van schattingen.

Staalnamedesign

Een **voldoende hoog (her)vangstpercentage** is noodzakelijk om een nauwkeurige inschatting van de populatiedensiteit te bekomen (White, 1982). Verschillende elementen in het staalname design hebben hierop een grote invloed (Bröder et al. 2019) en daarom is het van belang dit staalname design zo te optimaliseren dat inspanning minimaal blijft en de data toch volstaan om een voldoende nauwkeurige schatting te maken. Otis et al. (1978) bevelen een gemiddelde vangstkans van 0.1 per sessie aan bij een minimum van 5 vangstsessies voor een gesloten populatie merk hervangst studie.

Uit de casus in Middelkerke blijkt dat de nauwkeurigheid op de schatting inderdaad toeneemt wanneer de vangstinspanning hoger wordt (30 korven en 9,2 % hervangst (mei 2023) vs 56 korven en 17,2 % hervangst (juni 2023)), ook al duurde de staalname in mei langer. Met een hogere vangstinspanning neemt immers ook de vangstkans toe. Afhankelijk van het te bemonsteren systeem dient het aantal vallen geoptimaliseerd te worden.

De ruimtelijke plaatsing van de korven speelt ook een belangrijke rol. Een onderliggende assumptie van gesloten capture mark recapture studies is immers de gelijke vangstkans voor elk individu. De plaatsing van beaasde vallen in een experiment dient daarom zo te zijn dat aantrekking voor elk individu gelijk is (Lettink & Armstrong, 2003). Tijdens de meetcampagne in 2022 in het Waasland (Moervaart (3.3.1.1), Kanaal van Stekene (3.3.2.1), Leebeek (3.3.2.5)) werd ervoor gekozen een val en een kreeftenkorf paarsgewijs te plaatsen op 3 locaties over een transect van 100 meter van de waterloop. Dit resulteerde in het gegeven dat niet elk individu binnen het transect een gelijke vangstkans heeft. Beaasde korven hebben slechts een beperkte 'range of attraction' (Acosta & Perry, 2000, Kholodkevich et al. 2005) zoals besproken in 2.1.3.3. Een individu dat op 50 m van de vallen aanwezig is, bevindt zich buiten deze range of attraction, en heeft bijgevolg een lagere vangstkans dan een individu dat binnen deze range ligt. Om deze reden is het staalnamedesign uit 2022 ongeschikt om betrouwbare inferenties te maken over de volledige populatie in het transect. Dit zorgde voor een nieuw ontwerp in latere campagnes waar vallen op 10 meter van elkaar opgesteld werden langs een transect van 100 of 150 m.

Bij waterlopen die breder zijn dan 10 meter, kan ervoor gekozen worden beide oevers te bemonsteren, zoals uitgevoerd in het Kanaal van Stekene (3.3.2.2). De vallen dienen immers zo te worden opgesteld dat elke kreeft wordt aangetrokken tot het aas, met andere woorden dat alle kreeften zich binnen de 'range of attraction' bevinden van de val. Wanneer de waterloop breder is dan deze range (cfr. 2.1.3.3), kan ervoor gekozen worden om op beide oevers vallen



op te stellen. In Stekene bleek dat de vallen aan één van beide oevers een groter aantal kreeften aantrokken dan deze aan de andere val. Dergelijke variatie in aantallen is te wijten aan een preferentie van de kreeften voor de lokale omstandigheden van de oevers (vb. minder beschaduwde kant). Wanneer een waterloop breder is dan 10 meter wordt daarom geadviseerd om beide oevers te bemonsteren om mogelijke heterogeniteit uit te middelen.

Er lijkt ook een delicate balans te bestaan tussen het verhogen van het **aantal vangstdagen** en het breken van de aanname van een gesloten populatie (Lettink & Armstrong, 2003). In het Waasland werd een lange serie opeenvolgende vangstdagen gerealiseerd, maar dit brengt het risico met zich mee dat de toch enigszins mobiele populatie rivierkreeften zich buiten het experiment verplaatst. Doordat kreeften de populatie verlaten en niet meer kunnen worden hervangen, heeft dit een invloed op de hervangstkans en bijgevolg de inschatting van de populatiegrootte. Anderzijds kan een te korte vangstperiode eveneens de hervangstpercentages beïnvloeden en leiden tot een hogere mate van onnauwkeurigheid in de schatting van de populatiedichtheid. Otis et al. (1978) raden een minimum van 5 vangstsessies aan.

Bij grotere systemen kan het aan te raden zijn op meerdere locaties te meten gezien de meting enkel **inzicht in de lokale densiteiten** verschaft. Het is immers niet noodzakelijk zo dat lokale densiteiten te extrapoleren zijn naar een volledige rivier. De resultaten uit de metingen in het Waasland tonen alvast aan, dat ondanks de brede betrouwbaarheidsintervallen, de gevolgde methode vergelijkbare inschattingen maakte voor de 3 staalnamelocaties in het Kanaal van Stekene. In de Leebeek blijkt dat ter hoogte van de Hellestraat, er effectief een kleinere populatie aanwezig was, terwijl aan de Leebrug en Leestraat de populatiegroottes vergelijkbaar waren. De locatie bij de Hellestraat ligt stroomopwaarts van de andere twee locaties, de Leebeek is hier smaller en minder diep waardoor een lagere populatieinschatting op deze locatie ook te verwachten was.

Nowicki et al. (2008) maken aanbevelingen voor het effectief bemonsteren van rivierkreeftenpopulaties, met het doel om zowel nauwkeurige als betrouwbare populatieinschattingen te verkrijgen. Zij stellen een **robuust staalnamedesign** voor, gekenmerkt door een hiërarchische structuur, waarin ten minste één primaire vangstperiode is opgenomen die drie vangstsessies omvat. Voor gedetailleerde ecologische analyses adviseren zij twee primaire vangstperiodes, gepland in het voorjaar en tijdens het zomer-herfstseizoen. Onze casussen suggereren echter dat een enkele vangstsessie reeds een adequaat inzicht kan verschaffen in de grootteorde van de populatie, waardoor het een efficiënte methode vormt voor een snelle beoordeling. Deze benadering stelt ons in staat om een balans te vinden tussen de nauwkeurigheid van schattingen en de inspanning die de staalname vereist. Het is echter belangrijk om te erkennen dat een beoordeling op basis van een enkele sessie mogelijk niet de nuances van gedragsreacties of de impact van seizoensgebonden variaties in activiteit kan vastleggen.

Een optimaal staalnamedesign maakt dus gebruik van een correct aantal strategisch geplaatste vallen die worden gecontroleerd over een adequaat aantal dagen. Een goed ontworpen staalnamedesign garandeert dat de verzamelde data de werkelijke populatie beter weerspiegelen, en maakt daardoor preciezere en vergelijkbare inschattingen mogelijk (Bröder et al., 2019) bij een minimale inspanning. Een uniform protocol voor categorie 1 waterlopen wordt beschreven in Hoofdstuk 8, op basis van opgedane ervaringen uit de casussen.

Invloed van externe factoren

Bij merk-hervangst staalnames is het essentieel dat deze plaatsvinden onder **optimale omgevingscondities**. Dit omvat de selectie van geschikte perioden voor dataverzameling,



bijvoorbeeld tijdens het zomerseizoen wanneer de watertemperatuur hoog genoeg is om maximale activiteit van rivierkreeften te garanderen (Johnson et al., 2014, Nowicki et al., 2008). Deze suggestie is gebaseerd op de observatie dat de activiteit van rivierkreeften en daarmee hun vatbaarheid voor vangst toeneemt bij hogere temperaturen.

Naast temperatuur spelen actuele **weersomstandigheden** een cruciale rol in de effectiviteit van staalnameprotocollen. Een voorbeeld hiervan is de meting in Viersel, waar na initiële metingen met een waterdiepte van circa een halve meter, zware regenval leidde tot een verhoogde waterpeil en een hoger debiet. Dergelijke veranderingen in de omgeving stimuleren rivierkreeften om zich te verbergen in oevers of de bodem, wat de hervangstkans verlaagt. Als reactie op dit gegeven werd het aantal vangstdagen aangepast naar acht om alsnog een betrouwbare schatting van N te bekomen.

Modelkeuze in Rmark

In onze analyses hebben we gebruikgemaakt van modelselectie binnen gesloten capture-recapture modellen (Otis) zoals geïmplementeerd in RMark. Dit stelde ons in staat om diverse modellen (m_0 , m_t , m_b) te evalueren. Uit onze analyses bleek dat het gedragsresponsmodel veelal buitensporige schattingen van de populatiegrootte opleverde. Gedragsresponsmodellen, die uitgaan van constante maar verschillende waarschijnlijkheden voor vangst en hervangst, staan bekend om hun potentieel om bij kleine steekproeven dergelijke vertekende resultaten te produceren. Dit komt doordat variaties in vangstkans onterecht worden toegeschreven aan gedrag in plaats van aan willekeurige variabiliteit (Chaiyapong & Lloyd, 1996; Lloyd & Chaiyapong, 1999). Daarom is voorzichtigheid geboden bij het interpreteren van resultaten van dit model, vooral wanneer slechts een beperkt deel van de populatie wordt bemonsterd, zelfs als het model de beste fit vertoont (aangeduid door de laagste AICc-waarde) (Johnson et al., 2004).

Het is nodig om de geschatte parameters, zoals de vangstkans (p) en de hervangstkans (c), te toetsen aan de biologische plausibiliteit. Het kan bijvoorbeeld nuttig zijn te evalueren of het realistisch is dat c substantieel afwijkt van p . Het gebruik van dergelijke parameterschattingen voor het bepalen van populatiedichtheid kan resulteren in zeer nauwkeurige (lage standaardfout) maar potentieel niet-representatieve uitkomsten. In dergelijke situaties kunnen modellen zoals m_0 en m_t , ondanks een grotere variabiliteit in de schattingen, de voorkeur genieten vanwege hun robuustheid en minder afhankelijkheid van gedragseffecten (Chaiyapong & Lloyd, 1996). Deze benadering waarborgt dat de modelkeuze en de daaruit voortvloeiende populatieschattingen zo geschikt mogelijk zijn voor de bestudeerde populatie. Uit onze casussen blijkt ook dat de inschattingen van N voor m_0 en m_t steeds zeer vergelijkbaar waren, terwijl deze van het gedragsresponsmodel vaak sterk afwijkend. Dit was zeer uitgesproken in de gevallen waar sterk werd afgeweken van de assumptie van een gesloten populatie (casussen uit 2022). Het gedragsresponsmodel rapporteerde een vergelijkbare schatting van N slechts in die casussen waar daarnaast ook een zeer hoog vangstpercentage gerealiseerd werd, zoals in de Leebeek in 2023 (3.3.2.5).

Om deze reden raden wij aan om het gedragsresponsmodel niet te weerhouden voor een inschatting van de populatiegrootte. Het tijdsafhankelijke en het basismodel blijken wel een robuuste inschatting te maken van de populatiegrootte, ook in de gevallen waar afwijkingen zijn van de assumpties van CMR-modellen. Ondanks het groot aantal ingeschatte parameters van het tijdsafhankelijke model, zijn de schattingen vergelijkbaar met deze van het basismodel. Daarom stellen we voor om enkel het basismodel en het tijdsafhankelijke model te fitten en



modelselectie te baseren op basis van het AICc en de respectieve inschatting van N te rapporteren.

Populatiegroottes versus densiteiten

De voorgestelde methode richt zich primair op het meten van lokale populatiegroottes. Om deze waarden naar densiteiten te kunnen omzetten, is het noodzakelijk om voor elke soort, het type val, het gebruikte aas en het specifieke ecosysteem de 'effectieve bemonsteringsoppervlakte' te berekenen (Acosta et al., 2006). Dit is echter moeilijk te bekomen en voor beheerdoeleinden kan het nuttig zijn een ruwe inschatting van dichtheden te bekomen. Deze schatting kan verkregen worden door de berekende populatiegrootte te delen door een schatting van de oppervlakte waarover deze populatie zich ongeveer verspreidt:

$$O=B*(L+2*Ra)$$

Hierbij is *B* de gemiddelde breedte van de waterloop, *L* de lengte van het bemonsterde transect en *Ra* de 'range of attraction'. Voor *Ra* wordt voorgesteld een waarde van 10 meter te hanteren. Deze afstand is gebaseerd op de meest conservatieve schatting die in eerdere onderzoeken is gerapporteerd (Acosta & Perry, 2000; Kholodkevich et al., 2005). Dit betekent dat het een voorzichtige inschatting is van hoe ver organismen kunnen worden aangetrokken tot de val of het bemonsteringsgebied.

- Gebruik het veldformulier (zie bijlage) voor het registreren van elke vangst- en hervangst-gebeurtenis, inclusief datum, locatie (korfnummer), individueel nummer, geslacht, RL, en de aanwezigheid van larven of eieren van de gemarkeerde kreeften.
- Noteer tevens omgevingsomstandigheden zoals watertemperatuur, weer, en waterdiepte, alsook abnormale omstandigheden (overstroming, verhoogde debieten, sterk verhoogde of verlaagde waterstand etc.) bij elke vangstsessie.

Analysemethode:

- Vul het veldformulier aan dat beschikbaar is op [Zenodo](#) . Noteer de nummers van de gevangen kreeften in de kolommen 'Capture' en 'Recapture', gescheiden met een puntkomma en opgeslagen als 'Standaard' dataformaat.
- Data kunnen op basis van dit formulier worden verwerkt met 2 eenvoudige scripts, waarbij het eerste script voor de constructie van de inputfile zorgt en de het tweede de uiteindelijke berekening uitvoert. Resultaten worden opgeslagen in de outputfolder. Een minimale kennis van R is noodzakelijk. Het script maakt enkel gebruik van het basismodel en het tijdsafhankelijke model. Op basis van het Akaike informatiecriterium wordt het meest ondersteunde model geselecteerd en de inschatting van de populatiegrootte gerapporteerd in de output. Scripts kunnen worden teruggevonden op Github (<https://github.com/inbo/crayfish-density>).



Referenties

- Acosta, C., & Perry, S. (2000). Effective sampling area: A quantitative method for sampling crayfish populations in freshwater marshes. *Crustaceana*, 73(4), 425-431.
- Araujo, M. A., & Romaine, R. P. (1989). Effects of water quality, weather, and lunar phase on crayfish catch. *Journal of the World Aquaculture Society*, 20(4), 199-207.
- Albertson, L.K., Daniels M.D. 2018. Crayfish ecosystem engineering effects on riverbed disturbance and topography are mediated by size and behavior. *Freshwater Science*, 37, 836-44.
- Bubb, D. H., Thom, T. J., & Lucas, M. C. (2004). Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology*, 49(3), 357-368.
- Bröder, L., Tatin, L., Hochkirch, A., Schuld, A., Pabst, L., & Besnard, A. (2020). Optimization of capture–recapture monitoring of elusive species illustrated with a threatened grasshopper. *Conservation Biology*, 34(3), 743-753.
- Cai, W., Ma, Z., Yang, C., Wang, L., Wang, W., Zhao, G., Geng, Y., & Yu, D.W. (2017). Using eDNA to detect the distribution and density of invasive crayfish in the Honghe-Hani rice terrace World Heritage site. *PloS One*, 12(5), e0177724.
- Chadwick, D. D., Pritchard, E. G., Bradley, P., Sayer, C. D., Chadwick, M. A., Eagle, L. J., & Axmacher, J. C. (2021). A novel ‘triple drawdown’ method highlights deficiencies in invasive alien crayfish survey and control techniques. *Journal of Applied Ecology*, 58, 316-326.
- Chaiyapong, Y., & Lloyd, C. J. (1996). Improved inference from recapture experiments with behavioural response through modelling and auxiliary experimentation. *Australian Journal of Statistics*, 38(3), 317-331.
- Creed Jr, R. P., Reed J.M. 2004. Ecosystem engineering by crayfish in a headwater stream community. *Journal of the North American Benthological Society* 23, 224-236.
- Chucholl, C. (2011). Population ecology of an alien “warm water” crayfish (*Procambarus clarkii*) in a new cold habitat. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 401, 29.
- Collins, N. C., Harvey, H. H., Tierney, A. J., & Dunham, D. W. (1983). Influence of predatory fish density on trapability of crayfish in Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(10), 1820-1828.
- Curti, J. N., Fergus, C. E., & de Palma-Dow, A. A. (2021). State of the ART: Using artificial refuge traps to control invasive crayfish in southern California streams. *Freshwater Science*, 40, 494-507.
- Dunn, N., Priestley, V., Herraiz, A., Arnold, R., & Savolainen, V. (2017). Behavior and season affect crayfish detection and density inference using environmental DNA. *Ecology and Evolution*, 7(19), 7777-7785.
- de Palma-Dow, A. A., Curti, J. N., & Fergus, C. E. (2020). It’s a trap! An evaluation of different passive trap types to effectively catch and control the invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in streams of the Santa Monica Mountains. *Management of Biological Invasions*, 11, 44.

- Larson, E. R., & Olden, J. D. (2016). Field sampling techniques for crayfish. In T. Kawai, Z. Faulkes, & G. Scholtz (Eds.), *Biology and Ecology of Crayfish*, 287-324.
- Lawrence, C. S., Morrissy, N. M., Vercoe, P. E., & Williams, I. H. (2006). Harvesting freshwater crayfish (*Cherax albidus* Clark) by trapping contributes to high densities and stunted animals—A preliminary population model. *Freshwater Crayfish*, 15, 56-62.
- Lettink, M., & Armstrong D.P. (2003) An introduction to using mark-recapture analysis for monitoring threatened species. *Department of Conservation Technical Series A*, 28, 5-32.
- Lloyd, C. J., & Chaiyapong, Y. (1999). Choosing sampling effort for recapture experiments with behavioural response. *Australian & New Zealand Journal of Statistics*, 41(3), 299-304.
- Meriweather, F. (1986). Tagging and marking crawfish (*Procambarus clarkii*) in a population estimation study. *Journal of the Arkansas Academy of Science*, 40(1), 45-47.
- Musil, M., Let, M., Roje, S., Drozd, B., & Kouba, A. (2023). Feeding in predator naive crayfish is influenced by cues from a fish predator. *Scientific Reports*, 13(1), 12265.
- O'Connor, J., Brennan, S., & Baars, J. (2018). Crayfish arts: An evaluation into the efficacy of artificial refuge traps for monitoring lotic white-clawed crayfish *Austroptamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) populations. *Crustaceana*, 91, 297-309.
- Ogle, D. H., & Kret, L. (2008). Experimental evidence that captured rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) exclude uncaptured rusty crayfish from entering traps. *Journal of Freshwater Ecology*, 23, 123-129.
- Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C., & Anderson, D. R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife monographs*, 62, 3-135.
- Peay, S., & Hirst, D. (2003). A monitoring protocol for white-clawed crayfish. In D. M. Holdich & S. Peay (Eds.), *Management & Conservation of Crayfish* (pp. 39-52).
- Pritchard, E. G., Chadwick, D. D., Patmore, I. R., Chadwick, M. A., Bradley, P., Sayer, C. D., & Axmacher, J. C. (2021). The 'Pritchard Trap': A novel quantitative survey method for crayfish. *Ecological Solutions and Evidence*, 2, e12070.
- Reynolds, J., C. Souty-Grosset, A. Richardson. 2013. Ecological roles of crayfish in freshwater and terrestrial habitats. *Freshwater Crayfish*, 19, 197-218
- Richards, C., Kutka, F. J., McDonald, M. E., Merrick, G. W., & Devore, P. W. (1996). Life history and temperature effects on catch of northern orconectid crayfish. *Hydrobiologia*, 319, 111-118.
- Rice, C. J., Larson, E. R., & Taylor, C. A. (2018). Environmental DNA detects a rare large river crayfish but with little relation to local abundance. *Freshwater Biology*, 63(5), 443-455.
- Rogowski, D., Sitko, S., & Bonar, S. (2013). Optimising control of invasive crayfish using life-history information. *Freshwater Biology*, 58, 1279-1291.
- Somers, K. M., & Green, R. H. (1993). Seasonal patterns in trap catches of the crayfish *Cambarus bartoni* and *Orconectes virilis* in six south-central Ontario lakes. *Canadian Journal of Zoology*, 71, 1136-1145.



- Statzner, B. (2012) Geomorphological implications of engineering bed sediments by lotic animals. *Geomorphology* 157, 49-65.
- Statzner, B., Fievet E., Champagne J. Y., Morel R., Herouin E. (2000) Crayfish as geomorphic agents and ecosystem engineers: biological behavior affects sand and gravel erosion in experimental streams. *Limnology and oceanography* 45, 1030-1040.
- Statzner, B., Sagnes P. 2008. Crayfish and fish as bioturbators of streambed sediments: assessing joint effects of species with different mechanistic abilities. *Geomorphology* 93, 267-287.
- Steen F., Scheers K., De Knijf G. Invasieve rivierkreeften in Vlaanderen: Stand van zaken en aanbevelingen bij vaststelling van nieuwe soorten en populaties. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023(17). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Tréguier, A., Paillisson, J. M., Dejean, T., Valentini, A., Schlaepfer, M. A., & Roussel, J. M. (2014). Environmental DNA surveillance for invertebrate species: Advantages and technical limitations to detect invasive crayfish *Procambarus clarkii* in freshwater ponds. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 871-879.
- Troth, C. R., Burian, A., Mauvisseau, Q., Bulling, M., Nightingale, J., Mauvisseau, C., & Sweet, M. J. (2020). Development and application of eDNA-based tools for the conservation of white-clawed crayfish. *Science of the Total Environment*, 748, 141394.
- White, G. C. (1982). Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. *Los Alamos National Laboratory*.
- Wooster, D., Snyder, J. L., & Madsen, A. (2012). Environmental correlates of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), density and size at two spatial scales in its native range. *Journal of Crustacean Biology*, 32(5), 741-752.
- Zimmerman, J. K., & Palo, R. T. (2011). Reliability of catch per unit effort (CPUE) for evaluation of reintroduction programs: A comparison of the mark-recapture method with standardized trapping. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 401, 07.

