



Vlaanderen
is wetenschap



Invasieve rivierkreeften in Vlaanderen

Stand van zaken en aanbevelingen bij
vaststelling van nieuwe soorten en populaties

Frédérique Steen, Kevin Scheers, Geert De Knijf

INSTITUUT
NATUUR- EN BOSONDERZOEK

Auteurs:

[Frédérique Steen](#) , [Kevin Scheers](#) , [Geert De Knijf](#) 

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Reviewer:

Hugo Verreycken

Het INBO is het onafhankelijk onderzoeksinstituut van de Vlaamse overheid dat via toegepast wetenschappelijk onderzoek, data- en kennisontsluiting het biodiversiteitsbeleid en -beheer onderbouwt en evalueert.

Vestiging:

Herman Teirlinckgebouw

INBO Brussel

Havenlaan 88 bus 73, 1000 Brussel

vlaanderen.be/inbo

e-mail:

frederique.steen@inbo.be

Wijze van citeren:

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.

DOI: doi.org/10.21436/inbor.93574172

D/2023/3241/204

Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2023 (17)

ISSN: 1782-9054

Verantwoordelijke uitgever:

Maurice Hoffmann

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van:

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



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

INVASIEVE RIVIERKREEFTEN IN VLAANDEREN

Stand van zaken en aanbevelingen bij vaststelling van nieuwe soorten of populaties

Frédérique Steen, Kevin Scheers, Geert De Knijf

doi.org/10.21436/inbor.93574172

Dankwoord

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 Slootmaekers (VMM) en Paul Van Loon (VMM). Oprechte dank gaat uit naar Hugo Verreycken (INBO) voor zijn waardevolle bijdrage als reviewer van dit document.



Samenvatting

In de laatste jaren zien we een toenemend aantal meldingen over niet-inheemse invasieve rivierkreeften in Vlaanderen. De toename geldt niet alleen voor het aantal waarnemingen, maar ook voor het aantal soorten. Hoewel verschillende soorten rivierkreeften op de Unielijst staan als zorgwekkende, invasieve exoten voor de EU, zijn er in Vlaanderen tot dusver beperkte initiatieven opgestart om deze rivierkreeften te bestrijden of hun verspreiding in te perken. Dit rapport bundelt de beschikbare kennis over rivierkreeftenproblematiek, en is een eerste aanzet tot het beheer van deze organismen.

In de eerste plaats geven we een overzicht van de mogelijke impact van uitheemse rivierkreeften op zowel biota als de fysieke omgeving. Hun trofische verwevenheid leidt tot een rechtstreekse en onrechtstreekse impact op groepen als macrofyten, amfibieën, vissen en invertebraten. Als drager van pathogenen kunnen zij verschillende ziektes verder verspreiden, en belemmeren zij de herintroductie van de inheemse Europese rivierkreeft. Ook rivierkreeftengedrag bewerkstelligt een verdere achteruitgang van het watersysteem. Graafgedrag in oevers zorgt voor een hogere sedimentflux naar de waterkolom. Ook de wijze van voortbewegen en foerageergedrag leiden tot een verdere vertroebeling van de waterkolom. De impact is recht evenredig met de dichtheid van de aanwezige populatie rivierkreeften, maar is ook afhankelijk van de soort rivierkreeft.

Voor elk van de aanwezige niet-inheemse rivierkreeften wordt de verspreiding, de voornaamste eigenschappen en de introductiegeschiedenis in Vlaanderen toegelicht. Ook soorten die zich hier potentieel kunnen vestigen worden in detail besproken. Dit is een overzicht van de beschouwde rivierkreeften:

Aanwezig in Vlaanderen	Te verwachten in Vlaanderen
Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft	Gewone Yabby
Californische rivierkreeft	Calicotkreeft
Turkse rivierkreeft	Kentuckyrivierkreeft
Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	Roestbruine Amerikaanse rivierkreeft
Rode Amerikaanse rivierkreeft	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft
Marmerkreeft	

Een beheerregeling en een surveillancenetwerk, bijvoorbeeld met implementatie van eDNA-technologie, laat toe proactief invasies van deze organismen te detecteren en adequaat te reageren. Beide elementen ontbreken tot op heden, maar zijn noodzakelijk voor een effectief beheer van deze soorten. Dit rapport beoogt een eerste aanzet hiertoe te geven door een plan van aanpak voor te stellen, gedifferentieerd naargelang de risicocategorie van elk van de afzonderlijke soorten rivierkreeften.

Op dit ogenblik bestaat er al een breed spectrum aan algemeen toegepaste maatregelen die in meer of mindere mate toelaten populaties rivierkreeften uit te roeien, te beheren of te isoleren. Deze selectie maatregelen omvat: wegvangen, droogleggen, gebruik van biociden, elektrovisserij en het inzetten van predatoren. De gekozen maatregel is sterk contextueel en het combineren van maatregelen kan de effectiviteit sterk verhogen.



Dit rapport benadrukt de noodzaak tot een systeemgerichte aanpak. Door te streven naar natuurlijke en veerkrachtige watersystemen, kan de balans hersteld worden. De doelstelling hierbij is ecosystemen te ontwikkelen die in staat zijn rivierkreeftpredatoren waaronder roofvissen (zoals snoek, paling, baars en Europese meerval) te herbergen. Deze zijn in staat de densiteit aan rivierkreeften laag te houden, en zo hun impact te beperken.



English abstract

In recent years, we have witnessed an increasing number of reports regarding non-native invasive crayfish in Flanders. This increase applies not only to the number of observations but also to the number of species. While several crayfish species are listed as species of Union concern sensu the EU IAS Regulation (EU1143/2014), limited initiatives have been taken in Flanders so far to combat these crayfish or restrict their spread. This report compiles the available knowledge on crayfish issues and serves as an initial step towards their management.

Firstly, an overview is provided of the potential impact of non-native crayfish on both biota and the physical environment. Their trophic interactions result in direct and indirect impacts on groups such as macrophytes, aquatic invertebrates, amphibians and fish. As carriers of pathogens, they hinder the reintroduction of native European crayfish. Furthermore, crayfish behaviour contributes to degradation of the aquatic ecosystem. Burrowing activities in riverbanks leads to higher sediment flux into the water column. Additionally, their movement patterns and foraging behaviour contribute to increased water turbidity. The resulting impact is directly proportional to the density of the crayfish population, but it also varies depending on the species.

For each of the non-native crayfish species present, their distribution, key characteristics, and introduction history in Flanders are discussed. Species that have a high potential for establishment in Flanders are also discussed in detail. The following crayfish species are considered in this overview:

Present in Flanders	To expect in Flanders
Spinycheek crayfish	Common yabby
Signal crayfish	Calico crayfish
Turkish crayfish	Kentucky crayfish
White River crayfish	Rusty crayfish
Red Swamp crayfish	Virile crayfish
Marbled crayfish	

A formal management regulation and a surveillance network, such as the implementation of eDNA technology, allow for proactive detection of invasions by these organisms and appropriate responses. Both elements are currently lacking but are necessary for effective management of these organisms. This report aims to provide an initial framework by proposing an action plan, differentiated according to the risk category of each individual crayfish species.

Currently, there is already a wide range of commonly applied measures that allow for the eradication, control, or isolation of crayfish populations to varying degrees. This selection of measures includes trapping, dewatering, use of biocides, electrofishing, and the deployment of predators. The choice of measure is highly contextual, and combining measures can significantly enhance effectiveness.

This report emphasizes the need for a systems-based approach. By striving for natural and resilient aquatic ecosystems, balance can be restored. The objective here is to develop ecosystems capable of harbouring crayfish predators, including predatory fish such as pike, eel, perch, and European catfish. These predators are capable of keeping the crayfish density low and thus limiting their impact.



Inhoudstafel

Dankwoord	2
Samenvatting	3
English abstract	5
Lijst van figuren	8
Lijst van tabellen	8
1 Inleiding.....	9
2 Problematiek	10
2.1 Impact op biota	11
2.1.1 Impact op macrofyten	12
2.1.2 Impact op macro-invertebraten	13
2.1.3 Impact op vissen.....	13
2.1.4 Impact op amfibieën	14
2.1.5 Impact op de inheemse rivierkreeftenpopulaties.....	14
2.2 Impact op de fysieke omgeving.....	16
2.2.1 Impact op de waterkwaliteit	17
2.2.2 Impact op de oeverstabiliteit	18
2.2.3 Impact op sedimentstromen.....	19
2.3 Dichtheidsafhankelijke effecten.....	19
3 Invasieve en potentieel invasieve soorten rivierkreeften in Vlaanderen	22
3.1 Gevestigde invasieve soorten	24
3.1.1 Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft - <i>Faxonius limosus</i>	24
3.1.2 Californische rivierkreeft - <i>Pacifastacus leniusculus</i>	25
3.1.3 Turkse rivierkreeft - <i>Pontastacus leptodactylus</i>	26
3.1.4 Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft - <i>Procambarus acutus</i>	27
3.1.5 Rode Amerikaanse rivierkreeft - <i>Procambarus clarkii</i>	28
3.1.6 Marmerkreeft - <i>Procambarus virginalis</i>	29
3.2 Potentieel invasieve soorten.....	31
3.2.1 Gewone yabby - <i>Cherax destructor</i>	31
3.2.2 Calicotrivierkreeft - <i>Faxonius immunis</i>	32
3.2.3 Kentuckyrivierkreeft - <i>Faxonius juvenilis</i>	33
3.2.4 Roestbruine Amerikaanse rivierkreeft - <i>Faxonius rusticus</i>	34
3.2.5 Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft - <i>Faxonius virilis</i>	35
4 Plan van aanpak	36
4.1 Melden van rivierkreeften	37
4.2 Identificatie	37



4.3	Indeling van soorten volgens aangewezen aanpak.....	37
4.3.1	Groep 1: Nieuwe soort voor Vlaanderen	37
4.3.2	Groep 2: Nieuwe populatie van soorten met beperkte verspreiding.....	37
4.3.3	Groep 3: Soorten wijd verspreid in Vlaanderen.....	38
4.4	Monitoring.....	38
4.4.1	Visuele inspectie.....	39
4.4.2	Gebruik van fuiken en kreeftenkorven	39
4.4.3	Gebruik van eDNA	40
4.5	Beheer- en bestrijdingsmaatregelen voor niet-inheemse rivierkreeften	41
4.5.1	Bestrijden	41
4.5.1.1	(Tijdelijke) drooglegging.....	41
4.5.1.2	Gebruik van biociden	41
4.5.1.3	Wegvangen uit kleine geïsoleerde waterpartijen	42
4.5.2	Beheren	42
4.5.2.1	Afvangen met vallen.....	42
4.5.2.2	Elektrisch vissen	43
4.5.2.3	Inzetten van predatoren	45
4.5.2.3.1	Baars – <i>Perca fluviatilis</i>	46
4.5.2.3.2	Europese meerval – <i>Silurus glanis</i>	46
4.5.2.3.3	Snoek – <i>Esox lucius</i>	46
4.5.2.3.4	Paling – <i>Anguilla anguilla</i>	47
4.5.2.4	Indammen (isoleren)	47
4.5.2.4.1	Barrières in stilstaand water	47
4.5.2.4.2	Barrières in stromend water	48
4.5.2.5	Ecosysteemgericht beheer van rivierkreeften	49
5	Aanbevelingen voor beleid	50
	Referenties	51
	Bijlage	64



Lijst van figuren

Figuur 1	Mogelijke trofische relaties tussen rivierkreeften en andere organismen in een aquatisch systeem. De dikte van de lijnen geeft de intensiteit van de interactie weer (naar Gherardi et al. 2007).	12
Figuur 2	Impact van rivierkreeften op hun fysische omgeving.....	16
Figuur 3	Stappenplan bij meldingen van invasieve rivierkreeften in Vlaanderen	36
Figuur 4	Plaatsing van beaasde kreeftenkorven aan de oever van de vijver van het Normandpark (Middelkerke, West-Vlaanderen).	43
Figuur 5	Elektrisch afvissen van rivierkreeft, test op marmerkreeft in het Normandpark (Middelkerke, West-Vlaanderen)	44
Figuur 6	Paddenschermbekleding voorafgaand de bestrijding van de marmerkreeft <i>Procambarus virginalis</i> in de vijver van het Normandpark (Middelkerke, West-Vlaanderen)	48

Lijst van tabellen

Tabel 1	Overzicht van de mogelijke impact veroorzaakt door rivierkreeften.....	10
Tabel 2	Overzicht van de in Vlaanderen aanwezige en te verwachten soorten. Soorten werden in het LIFE Ripariasproject onderworpen aan het HARMONIA+ protocol (D'hondt et al. 2015). Scores worden weergegeven met L (low), M, (Medium), H (High) en VH (Very High). De Köppen – Geiger klimaatzones (Kottek et al. 2006) worden weergegeven indien deze gemeenschappelijk zijn tussen België en het verspreidingsgebied van de respectieve kreeft. De indeling in groepen verwijst naar de voorgestelde aanpak zoals toegelicht in alinea 4.3.	23



1 INLEIDING

In Europa zijn er op dit moment meer invasieve rivierkreeften aanwezig dan inheemse (Kouba et al. 2014) en ook in Vlaanderen zijn deze organismen aan een stevige opmars bezig. In Vlaanderen vestigden er zich op dit ogenblik zes verschillende soorten (Boets et al. 2012, De Knijf et al. 2020, Scheers et al. 2020, Scheers et al. 2021). Daarnaast blijven potentiële introducties, van tot op heden in Vlaanderen afwezige soorten een reden tot ongerustheid. In de aquariumhandel zijn verschillende soorten in omloop die in het buitenland reeds hun invasief karakter bewezen (Soes & van Eekelen 2006, Lemmers & Leuven 2019). Een aantal van deze soorten hebben ook in Vlaanderen een hoog vestigingspotentieel aangezien hun klimaatpreferentie overlapt met de klimatologische omstandigheden. Bij het ontbreken van maatregelen zullen rivierkreeften in steeds meer aquatische systemen domineren (Holdich et al. 2009). Zowel de levenswijze als het invasief karakter van een aantal uitheemse rivierkreeften compromitteren ook het behalen van de waterkwaliteitsdoelstellingen uit Kaderrichtlijn Water. Vanuit dit opzicht vraagt de Vlaamse Milieumaatschappij om een houvast voor het beheer van deze organismen.

In dit document geven we een overzicht van de actuele stand van zaken over de aanwezigheid en verspreiding van niet-inheemse rivierkreeften in Vlaanderen. De volgende vragen worden toegelicht binnen de Vlaamse context:

- Welke *impact* kan worden verwacht in aquatische systemen?
- Welke soorten zijn al *aanwezig* en wat is hun verspreiding?
- Welke andere soorten zijn *te verwachten*?
- Welke *procedure* dient gevolgd te worden bij vaststelling van een *nieuwe populatie of soort*?
- Welke mogelijke *beheermaatregelen* zijn voorhanden?



2 PROBLEMATIEK

Niet alleen het aantal meldingen van uitheemse rivierkreeften neemt toe, ook het aantal soorten en locaties gaan in stijgende lijn. De dieren blijken uitermate succesvol te zijn in het koloniseren van onze Vlaamse wateren. Dit is te wijten aan een aantal kenmerken zoals een hoge fertiliteit, lange voortplantingsperiodes, hoge groeisnelheden, vroege maturatie en geslachtsrijpheid in combinatie met een hoog aanpassingsvermogen aan verschillende omgevingsomstandigheden (Gherardi et al. 2011, van Kuijk et al. 2021). Rivierkreeften zijn daarnaast ook sleutelsoorten in aquatisch ecosystemen (Nyström et al. 1999, Kouba et al. 2014). Hun omnivoor dieet zorgt voor zowel top-down-, als bottom-up effecten in het voedselweb. Door consumptie van macrofyten, maar ook actieve predatie op macro-invertebraten en zelfs kleine vertebraten, oefenen ze een sterke controle uit op de samenstelling van aquatische gemeenschappen (Statzner et al. 2000). Aanvullend zijn rivierkreeften naast actieve predatoren ook belangrijke prooidieren, onder andere van diverse soorten watervogels, zoogdieren en roofvissen (Reynolds et al. 2013). Het graafgedrag en verplaatsingen over de bodem tijdens het foerageren hebben ook effect op bentische sedimentatieprocessen (Momot 1995, Statzner et al. 2000, Statzner & Sagnes 2008, Edwards et al. 2009, Statzner 2012). Daarom worden rivierkreeften ook wel als ecosysteembouwers aangeduid (Statzner et al. 2000, Creed Jr & Reed 2004, Reynolds et al. 2013, Albertson & Daniels 2018). Bijgevolg hebben invasieve rivierkreeften na introductie een sterk destabiliserend effect op aquatische gemeenschappen en processen. Om deze reden komen ze steeds meer in het vizier van natuur- en waterbeheerders.

Ongeacht het feit dat de aanwezigheid van invasieve uitheemse soorten niet expliciet wordt opgenomen als maatlat voor kwaliteitsbepaling binnen de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Instandhoudingsdoelen (IHD), is het duidelijk dat de aanwezigheid van dergelijke organismen de eindscore wel degelijk negatief kan beïnvloeden (Cardoso & Free 2008, Galib et al. 2022). De Kaderrichtlijn Water bepaalt dat geen verdere achteruitgang van de waterkwaliteit van de oppervlaktewateren mag gebeuren en dat er dient te worden gestreefd naar het behalen van een goede ecologische kwaliteit (of potentieel). Het bereiken van de goede toestand van het oppervlaktewater wordt getoetst aan de hand van biologische elementen (macrofyten, macro-invertebraten, fyto-benthos, fytoplankton en vissen), ondersteunende fysisch-chemische parameters zoals zuurstof en nutriënten, verontreinigende stoffen zoals metalen en pesticiden, en hydromorfologische indicatoren zoals het profiel, de bedding en de oever of stroming. Door hun interacties met de aquatische omgeving kunnen invasieve uitheemse soorten, zoals rivierkreeften, het ecologisch functioneren van aquatische gemeenschappen veranderen. Desondanks wordt hun aanwezigheid niet expliciet meegenomen bij de berekening van de ecologische kwaliteit. In Tabel 1 wordt een overzicht gegeven van welke eigenschappen van rivierkreeften een mogelijke impact kunnen hebben op aquatische ecosystemen. De volgende paragrafen omschrijven de impact per domein (biota en fysieke omgeving).

Tabel 1 Overzicht van de mogelijke impact veroorzaakt door rivierkreeften

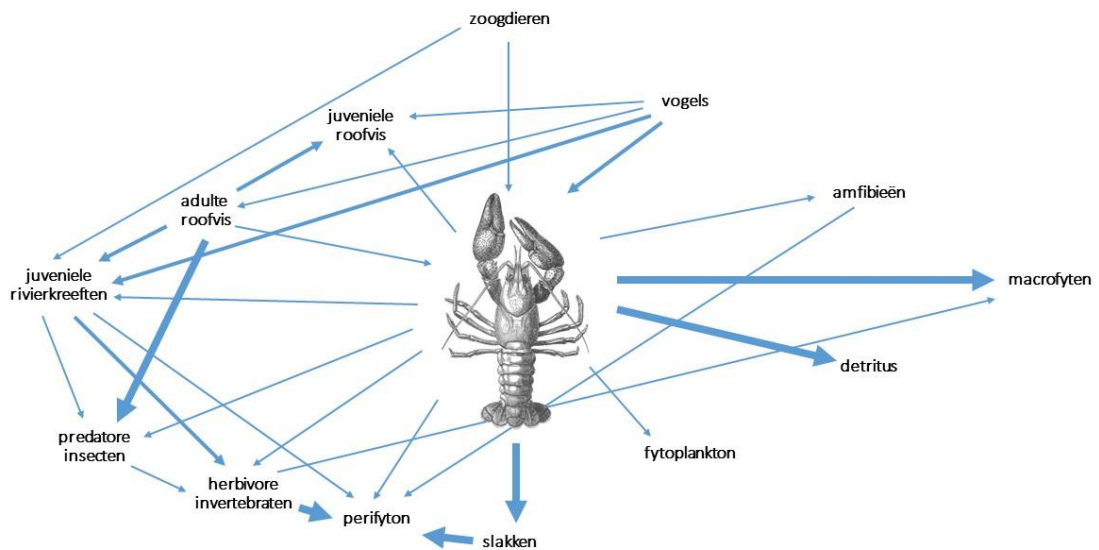
Gedrag	Impact
Grazen, foerageren, niet – consumptief knipgedrag	Omslag van een helder systeem naar een troebel fytoplankton gedomineerd systeem Verlies van habitat voor andere organismen Verandering in soortensamenstelling Afname of het verdwijnen van bepaalde soortgroepen

Predatie & vraat	Negatief effect op vispopulaties Afname van de diversiteit van macro-invertebraten Afname van de populaties van macro-invertebraten Afname in aquatische vegetatie
Competitie met inheemse rivierkreeft	Competitie voor voedsel en schuilplaats
Vector van ziekten	Vector van de kreeftenpest (<i>Aphanomyces astacii</i>) Vector voor schimmelziekte bij amfibieën (<i>Batrachochytrium dendrobatus</i>)
Graafgedrag	Afkalven van oevers Beschadiging van dijken of kades Toename van algen door verhoogde turbiditeit Verhogen van de sedimentstromen

2.1 IMPACT OP BIOTA

De impact van uitheemse rivierkreeften op biota kan direct of indirect zijn. Door hun omnivoor dieet hebben ze een grote rol in de trofische structuur van zoetwater en estuaria. Ze interageren op diverse trofische niveaus en zorgen zo voor veranderingen in ecosysteemfuncties (Angeler et al. 2001, Dorn & Wojdak 2004, Gherardi & Acquistapace 2007, Cruz et al. 2008). In Figuur 1 worden mogelijke trofische relaties tussen rivierkreeften en andere biota weergegeven (naar Gherardi et al. 2007). De interacties variëren in functie van de soortensamenstelling van de gemeenschap, de habitat en de rivierkreeftsoort. Rivierkreeften hebben een opportunistische voedingswijze. Ze prederen op zowel macrofyten als macro-invertebraten, (eieren, larven en juvenielen van) vissen en amfibieën, maar zijn ook in staat te overleven op niets meer dan organisch materiaal (Reynolds et al. 2013, Weinländer & Füreder 2016). Dit resulteert in negatieve effecten op deze onderliggende soortengroepen in het voedselweb. De grootteorde van de impact is weliswaar afhankelijk van de relatieve beschikbaarheid van de verschillende voedselbronnen, de aard van de aanwezige soorten en de densiteit en de soort rivierkreeft (Geiger et al. 2005). Ook indirecte acties oefenen een invloed uit op aanwezige organismen. Rivierkreeften kunnen bijvoorbeeld drager zijn van pathogenen en deze overdragen op andere organismen. Algemeen wordt aangenomen dat de introductie van rivierkreeften een nefaste impact heeft op zowel biota als de omgeving, en op deze wijze ook een direct negatieve impact kan hebben op het behalen van KRW-doelen. Daarnaast kunnen niet-inheemse invasieve rivierkreeften ervoor zorgen dat de Instandhoudingsdoelen voor waterhabitats en aan water gebonden soorten niet gehaald worden (Soes & Koese 2010). De aanwezigheid van uitheemse rivierkreeften beïnvloedt niet alleen de vegetatiesamenstelling maar heeft ook rechtstreeks invloed op populaties van Europees beschermde soorten zoals slakken (bijvoorbeeld de platte schijfhoren), insecten (zoals de gestreepte waterroofkever en gevlekte witsnuitlibel) en vogels (zoals de ijsvogel, roerdomp, grote karekiet en aalscholver) (De Jong et al. 2019). Deze negatieve impact laat zich niet enkel voelen op Europees beschermde soorten, maar ook op soorten die lokaal beschermd zijn, Rode-Lijstsoorten en Vlaams prioritaire soorten en op andere kwetsbare

soorten die geen specifieke bescherming genieten. De mogelijke impact per soortengroep wordt hieronder verder in detail toegelicht.



Figuur 1 Mogelijke trofische relaties tussen rivierkreeften en andere organismen in een aquatisch systeem. De dikte van de lijnen geeft de intensiteit van de interactie weer (naar Gherardi et al. 2007).

2.1.1 Impact op macrofyten

Rivierkreeften hebben een drastische impact op aquatische vegetaties. In de eerste plaats voeden veel soorten zich in meer of mindere mate met macrofyten. De preferentie voor specifieke macrofyten hangt af van de preferentie van soort rivierkreeft, de habitat en plantspecifieke eigenschappen (o.a. voedingswaarde, verteerbaarheid) (Chambers et al. 1990, Nyström & John 1996). Verschillende studies tonen aan dat onder andere de morfologie van de plant een rol speelt. De rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*) verkiest over het algemeen planten die een meer filamenteuze structuur hebben, terwijl de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius virilis*) zich preferentieel voedt met kortere, kleinere op de bodem groeiende planten als kranwierden (*Chara*) en eendenkroos (*Lemna sp.*) (Chambers et al. 1990, Dorn & Wojdak 2004). Ook de concentratie aan fenolen of alkaloiden speelt een rol (Gherardi & Barbaresi 2007).

Daarnaast heeft de wijze van foerageren een groot effect op de macrofytengemeenschap. Rivierkreeften zwemmen nauwelijks en hun foerageergedrag concentreert zich op de bodem en de oever. Wanneer ze zich voeden met wortelende waterplanten ‘knippen’ ze met hun kaken de plantenstengels door. Dit verwijderd het bovengrondse plantenmateriaal (Gherardi & Acquistapace 2007). Door de afname en het finaal verdwijnen van macrofyten vermindert de habitatheterogeniteit en verdwijnen ook de aan de macrofyten gebonden macro-invertebraten (Nyström & John 1996, Nyström et al. 1999). Intensieve consumptie en knipgedrag door rivierkreeften op de plantengemeenschap leidt dus tot een watervaleffect op andere aquatische soorten, zoals benthische invertebraten, slakken en vissen. Op dergelijke wijze kan de introductie van een uitheemse rivierkreeftensoort faciliteren dat een macrofyten gedomineerde gemeenschap omslaat naar een fytoplankton gedomineerde gemeenschap (Rodríguez et al. 2003, Matsuzaki et al. 2009, Souty-Grosset et al. 2016).

2.1.2 Impact op macro-invertebraten

Eerder werd aangenomen dat adulte rivierkreeften zich voornamelijk voeden met macrofyten en detritus. Juvenielen zouden een grotere proteïnebehoefte hebben en een dieet hebben dat hoofdzakelijk bestaat uit invertebraten (Holdich & Lowery 1988). Momot et al. (1995) omschrijven rivierkreeften echter als belangrijke carnivoren in het aquatisch systeem, en dat rivierkreeften facultatief detrivoor of herbivoor zijn, wanneer een tekort optreedt aan proteïnebronnen. Carreira et al. (2017) geven aan dat temperatuur een sterke invloed heeft op de voedselkeuze van de kreeften. Bij lagere temperaturen blijkt een herbivoor dieet minder efficiënt voor de groei van rivierkreeften. De dieren geven dan de voorkeur aan dierlijk materiaal als voedselbron.

Er bestaat een duidelijke voorkeur voor slakken en geledpotigen (voornamelijk copepoden) (Momot 1995), maar de wijze waarop rivierkreeften een impact hebben op deze groepen is variabel en niet eenduidig. Onderzoek in Finse meren over de impact na introductie van de Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*) toonde aan dat er niet zozeer een effect was op de dichtheid van macro-invertebraten, maar dat hun aanwezigheid wel leidde tot een significant lagere diversiteit in macro-invertebratengemeenschappen (Ruokonen et al. 2014). Dezelfde impact wordt waargenomen in lotische systemen (Mathers et al. 2016). In een meerjarige studie in Engelse waterlopen bleek de vestiging van de Californische rivierkreeft te leiden tot een achteruitgang van voornamelijk de minder mobiele taxa van macro-invertebraten (Galib et al. 2021). In een studie in Spanje werd na de introductie van de rode Amerikaanse rivierkreeft een afname in macro-invertebraten vastgesteld van maar liefst 71% (Rodríguez et al. 2005). Dergelijke shift in diversiteit is mogelijk indirect te danken aan het knipgedrag van de kreeften, dat habitatbeschikbaarheid en voedselbronnen voor deze specifieke soorten (vooral slakken) vermindert (Nyström & John 1996, Mathers et al. 2016).

2.1.3 Impact op vissen

Zowel vissen als rivierkreeften hebben een sterk structurerende rol in aquatische gemeenschappen. De dominante interacties zijn mutuele predatie en competitie voor voedsel en habitat. Daarnaast kunnen beide wijzigingen in het voedselweb en habitat teweegbrengen die een impact veroorzaken in de andere groep (Reynolds 2011). Een voorbeeld hiervan is het vernietigen van de macrofytenvegetaties die kunnen dienen als paaiplaatsen voor juveniele vissen (Dorn et al. 1999).

Rivierkreeften prederen op visseneieren en juveniele vissen. De Californische rivierkreeft predeert onder andere op eieren van zalmachtigen (Findlay et al. 2015, Karjalainen et al. 2015), maar ook op kleinere vissen zoals het biermpje en de rivierdonderpad (Guan & Wiles 1997). Ook voor de rode Amerikaanse rivierkreeft is predatie op visseneieren beschreven, onder meer op die van de niet-inheemse grootbekforelbaars (*Micropterus salmoides*). *Faxonius*-soorten zijn ook notoire predators van visseneieren of juveniele vissen (Savino & Miller 1991, Morse et al. 2013). Er moet wel vermeld worden dat predatie vaak bidirectioneel is en vissen zoals baarzen, snoek, snoekbaars en paling ook prederen op rivierkreeften, ook al omvatten deze niet de hoofdmoot van hun dieet (Aquiloni et al. 2010). De trofische relaties tussen vissen en rivierkreeften zijn daarnaast ook afhankelijk van hun relatieve grootte en levensfase. Adulte rivierkreeften prederen op visseneieren of juvenielen, en adulte vissen op juveniele kreeften (Reynolds 2011).



2.1.4 Impact op amfibieën

Naast algen, vaatplanten, visseneitjes en -larven en detritus, voeden deze crustaceën zich ook met amfibieën (Wilson & Williams 2014). Rivierkreeften prederen actief op zowel eieren als larven van amfibieën (Nyström et al. 1997). Veldobservaties wijzen erop dat de introductie van invasieve niet-inheemse rivierkreeften een bedreiging vormt voor de aanwezige amfibieëngemeenschappen (Nyström et al. 2001). De Californische rivierkreeft zou in staat zijn de larven van de bruine kikker (*Rana temporaria*) te verwonden. Cruz et al. (2008) documenteerden bijvoorbeeld een scherpe achteruitgang in de soortendiversiteit en abundantie van de amfibieëngemeenschap nadat de rode Amerikaanse rivierkreeft werd geïntroduceerd in het Paul do Boquilobo-reservaat in centraal Portugal. De rode Amerikaanse rivierkreeft zou er in staat zijn om te prederen op de larven en embryo's van minstens 13 soorten amfibieën (Cruz & Rebelo 2007b). In Oregon (VS) waren populaties van de ruwe salamander *Taricha granulosa mazamae* sterk teruggedrongen na de introductie van de Californische rivierkreeft (Girdner et al. 2018). In Lombardije in Italië werd na een studie in 125 aquatische systemen een negatieve associatie gevonden tussen het voorkomen van invasieve rivierkreeften en de abundantie van larven van amfibieën (Ficetola et al. 2011). Er zijn ook aanwijzingen dat invasieve rivierkreeften vaak niet gevoelig zijn voor de toxines die worden geproduceerd door amfibieën (Gamradt & Kats 1996).

Rivierkreeften kunnen ook drager zijn van *Batrachochytrium dendrobatius* (Oficialdegui et al. 2019). Deze schimmel veroorzaakt lethale huidinfecties bij amfibieën en blijkt extreem pathogeen voor soorten zoals de vroedmeesterpad (*Alytes obstetricans*) (Martel et al. 2013). Vanuit dit opzicht kan de aanwezigheid van invasieve rivierkreeften op een locatie de doelstellingen van de soortenbeschermingsprogramma's voor knoflookpad, boomkikker, vroedmeesterpad, kamsalamander, poelkikker of heikikker compromitteren.

2.1.5 Impact op de inheemse rivierkreeftenpopulaties

In Vlaanderen kwam historisch gezien slechts één inheemse rivierkreeft voor: de Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*). Deze soort is echter al lang verdwenen, waarbij de laatste waarneming dateert uit 1945 in Lanaken. Onze inheemse rivierkreeft prefereert helder en zuurstofrijk stromend of stilstaand water. In Wallonië is de soort wel nog te vinden vooral zuidwaarts van Samber en Maas, maar is sterk achteruitgegaan en nu zeer zeldzaam (Boets et al. 2012, De Knijf et al. 2020).

De introductie van uitheemse rivierkreeften kan bijdragen aan een negatieve trend en het lokaal verdwijnen van de Europese rivierkreeft. Geïntroduceerde Noord-Amerikaanse rivierkreeften treden immers op als vector voor pathogenen zoals de kreeftenpest (*Aphanomyces astaci*), een oomyceet. De Europese rivierkreeft heeft hiertegen geen resistentie opgebouwd en een infectie met deze pathogeen is lethaal (Alderman et al. 1990, Diéguez-Urbeondo & Söderhäll 1993, Holdich et al. 2009, Aquiloni et al. 2011).

Veel van de geïntroduceerde kreeften blijken ook competitiever dan de inheemse soort. In een aantal Poolse meren bleek de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius limosus*), de inheemse soort gradueel te verdringen, niet zozeer door een hogere resistentie tegen de kreeftenpest, maar eerder door directe competitie (Schulz et al. 2006). Competitieve superioriteit van uitheemse rivierkreeften kan het resultaat zijn van breed uiteenlopende elementen, zoals een snelle reproductie, agressief gedrag, of een hogere tolerantie tegen slechte waterkwaliteit (Gherardi & Acquistapace 2007). Ook competitie voor schuilplaatsen kan leiden tot een hogere predatiedruk op competitief inferieure soorten (Usio et al. 2001). Experimenten met de Europese rivierkreeft, de Californische rivierkreeft en baars (*Perca*

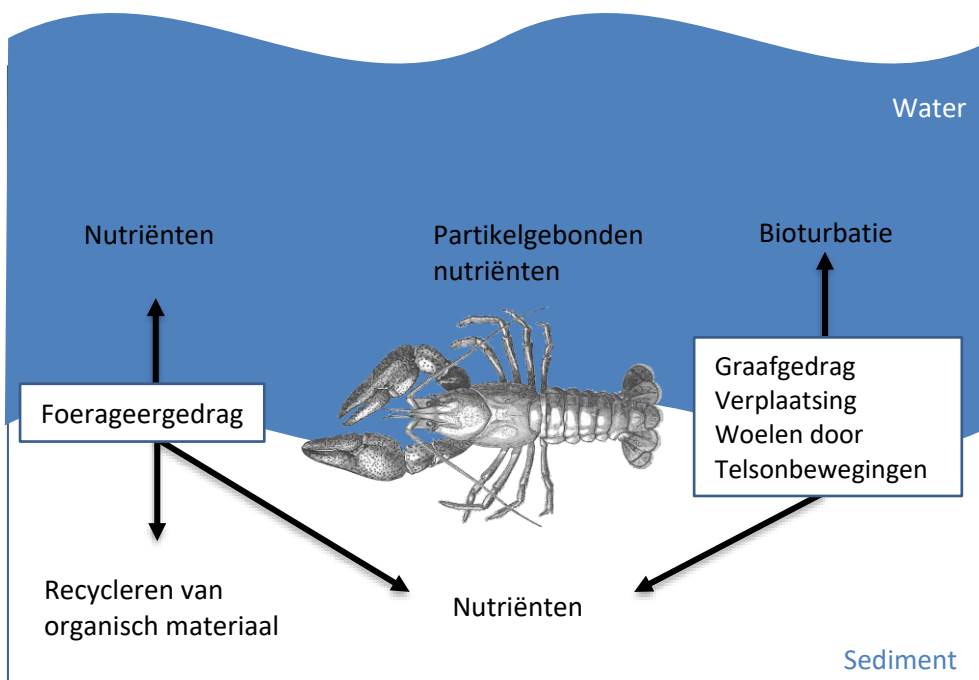
////////////////////////////////////

fluviatilis) toonden bijvoorbeeld aan dat competitie voor schuilplaatsen als beschutting tegen predatoren leidt tot een hogere predatiekans op de Europese rivierkreeft (Söderback, 1994). Competitiviteit varieert echter tussen elk van de soorten rivierkreeften. Recent werd bijvoorbeeld aangetoond dat de Europese rivierkreeft niet alleen superieur is in competitie voor schuilplaats in relatie tot de rode Amerikaanse rivierkreeft en de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, maar ook dat deze meer agressief is. De auteurs suggereren daarom dat de kans op vestiging van de Europese rivierkreeft reëel is indien de factor kreeftenpest uitgeschakeld wordt (Roessink et al. 2022).



2.2 IMPACT OP DE FYSIEKE OMGEVING

Rivierkreeften kunnen op verschillende manieren een impact uitoefenen op hun fysische omgeving, zoals vereenvoudigd voorgesteld in **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** Zoals eerder aangehaald kan het consumeren van macrofyten en het niet-consumptief knipgedrag leiden tot het verdwijnen van de macrofytengemeenschap, waardoor het systeem kan omslaan van een helder naar een troebel systeem, gedomineerd door fytoplankton. Daarnaast kunnen andere aspecten van hun gedrag, zoals de wijze van voortbewegen of graafgedrag leiden tot secundaire effecten.



Figuur 2 Impact van rivierkreeften op hun fysische omgeving

Alle rivierkreeften vertonen graafgedrag, minimaal tijdens een bepaalde levensfase of onder specifieke omstandigheden, zoals vorst, droogte en hoge predatiedruk. Ook graven rivierkreeften zich in tijdens meer kwetsbare periodes, bijvoorbeeld na vervelling. Rivierkreeften worden op basis van hun graafgedrag vaak ingedeeld in drie categorieën: primaire, secundaire en tertiaire gravers (Hobbs Jr 1942). Primaire gravers leven permanent in gangensystemen gegraven in vochtige bodem en begeven zich niet in open water. Deze soorten zijn semi-terrestrisch en leven voornamelijk in de kleilagen bij overstromingsvlaktes, meersen of moerassen. Deze soorten kunnen complexe gangenstelsels graven, met 'schoorstenen' aan de oppervlakte. Er is zelden een connectie met open water, en de burchten bevatten slechts zelden meer dan één individu. Secundaire gravers zijn de soorten die voornamelijk ingegraven leven, en zich in het natte seizoen in open water begeven. Tot slot heb je tertiaire gravers die in open water leven en slechts in bepaalde omstandigheden tot graven overgaan, zoals eidragende vrouwtjes of bij periodieke droogte. Hun gangen zijn niet meer dan eenvoudige doodlopende hopen. De categorisering tussen de drie groepen is evenwel niet scherp begrensd en kreeftensoorten kunnen naargelang de omstandigheden graafgedrag vertonen dat in verschillende categorieën valt. Aangezien deze classificatie enkel gebaseerd was op Noord-Amerikaanse rivierkreeften, vallen niet alle rivierkreeften onder een van deze strikte

categorieën. Er bestaan immers ook rivierkreeften die gangen graven die niet geconnecteerd zijn met de watertafel of open water (Horwitz & Richardson 1986). De meeste in Vlaanderen aanwezige rivierkreeften worden in de derde categorie ingedeeld omdat zij sporadisch of in beperkte mate graafgedrag kunnen vertonen. (Koese et al. 2011). Daarnaast zijn er een aantal soorten aanwezig, zoals de Californische rivierkreeft, de rode Amerikaanse rivierkreeft, geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en de gewone Yabby (*Cherax destructor*), die complexer graafgedrag vertonen, met meer uitgebreide gangenstelsels die potentieel een grote impact hebben op oeverstabiliteit. Deze soorten kunnen worden ingedeeld bij de secundaire gravers.

Andere aspecten van het gedrag die een impact hebben op de fysieke omgeving zijn voortbeweging over de bodem en de zogenaamde 'caridoide vluchtreactie', waarbij kreeften met hun telson slaan. Op deze manier kunnen zij zichzelf snel achterwaarts verplaatsen zonder hun oriëntatie te veranderen om predatoren te vermijden (Webb 1979). Zowel hun wijze van voortbewegen, de telsonbewegingen (Statzner & Sagnes 2008) en voornamelijk het graafgedrag (Statzner 2012) leiden tot opwarreling van bodemsediment en bioturbatie. Hieronder wordt in detail beschreven welke impact op de fysieke omgeving dit gedrag teweegbrengt.

2.2.1 Impact op de waterkwaliteit

Er wordt gesteld dat introducties van invasieve rivierkreeften tot een hoge kans leiden tot het niet behalen van de goede ecologische toestand of het goed ecologisch potentieel zoals beoogd in de Kaderrichtlijn Water (KRW) (Roessink et al. 2017). Door hun voedingswijze en het niet-consumptieve knipgedrag versnellen rivierkreeften de afbraaksnelheid van bladafval en dus de nutriëntcycli. Ook ander gedrag (telsonbewegingen, niet-consumptief verwijderen van macrofyten, foerageergedrag) zorgt voor bioturbatie. Sedimentdeeltjes suspenderen in de waterkolom en hierbij worden nutriënten vrijgemaakt. Hogere nutriëntgehaltenes leiden tot algengroei en een mindere doorzichtbaarheid van de waterkolom, omstandigheden die dus minder optimaal zijn voor de groei van waterplanten (Angeler et al. 2001). Hierdoor kan een shift optreden van helder, door macrofyten gedomineerd water naar een troebel systeem (Nyström & John 1996, Nyström et al. 2001, Rodríguez et al. 2003, Twardochleb et al. 2013).

Door het ontbreken van een macrofytengemeenschap is een systeem ook meer onderhevig aan windwerking en resuspensie van het sediment. Het gevolg hiervan is een verdere achteruitgang van de waterkwaliteit, gekarakteriseerd door toegenomen nutriëntconcentraties in de waterkolom en een verhoogde turbiditeit. Deze condities leiden dan tot een verdere achteruitgang van de biodiversiteit en de omslag naar een fytoplankton gedomineerd systeem (Angeler et al. 2003). Dit effect weegt zwaarder door in kleinere waterlichamen, en onder hogere densiteiten (Soes & Koese 2010).

In gecontroleerde experimenten werd bevestigd dat de aanwezigheid van de roestbruine Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius rusticus*) ervoor zorgde dat de turbiditeit significant toenam. Bij hoge densiteiten van deze soort nam ook de stikstofconcentratie in de waterkolom toe, maar dit was waarschijnlijk te wijten aan excreties van de dieren (Welch 2014). In Krimpenerwaard (NL) worden de hoge densiteiten van rode Amerikaanse rivierkreeften in verband gebracht met cyanobacteriënbloei (Roessink & Ottburg 2021). De associatie tussen een vroegere aanzet van blauwalgenbloei in het voorjaar en een langer voortduren van de problematiek door bioturbatie veroorzaakt door gedrag van de rode Amerikaanse rivierkreeft werd ook experimenteel aangetoond door Yamamoto (2010).

Er wordt aangenomen dat de invloed van invasieve rivierkreeften op de waterkwaliteit zal toenemen als gevolg van klimaatverandering. Dit komt doordat de verspreiding van deze kreeften sterk afhankelijk is van hun thermische voorkeuren (Zeng & Yeo 2018, Zhang et al.



2020). Hogere temperaturen zorgen ervoor dat rivierkreeften zich noordelijker kunnen verspreiden, waardoor nieuwe soorten zich kunnen vestigen in gebieden waar ze eerder niet aanwezig waren (Capinha et al. 2013).

Bovendien heeft de temperatuur direct invloed op de activiteit van de kreeften. Bijvoorbeeld, onderzoek bij de Californische rivierkreeft toont aan dat hogere temperaturen leiden tot meer foeragegedrag en daarom een grotere ecologische druk (Rodríguez Valido et al. 2021). Hogere temperaturen versnellen ook de ontwikkeling van rivierkreeften, wat leidt tot hogere dichtheden. Dit effect is vooral uitgesproken bij de parthenogenetische marmerkreeft (*Procambarus virginalis*), die een verlaagde reproductieve leeftijd en een hogere reproductieve output heeft, wat resulteert in hogere dichtheden (Marn et al. 2022). Hogere dichtheden en activiteit van kreeften leiden tot vertroebeling van de waterkolom. Om deze redenen wordt verwacht dat het negatieve effect op waterkwaliteit bij klimaatopwarming in sterke mate zal toenemen.

2.2.2 Impact op de oeverstabiliteit

Graafgedrag van rivierkreeften kan een destabiliserend effect hebben op oevers (Faller et al. 2016, Lemmers et al. 2021). Netwerken van gegraven tunnels hebben geotechnische effecten op de oeverstabiliteit, en oevers zijn meer vatbaar voor oeververzakking, met in extreme gevallen overstroming tot gevolg (Harvey et al. 2011). Schade veroorzaakt door rivierkreeften is desondanks niet geheel vergelijkbaar met schade toegebracht door muskusratten. Holen en burchten van deze knaagdieren strekken zich verder uit en de diameter van de gangen is veel groter dan bij de kreeften. Haubrock et al. (Haubrock et al. 2019) noteren voor rivierkreeften diameters van tunnels tussen de $4,8 \pm 0,9$ cm en $6,0 \pm 1,0$ cm. Sommige rivierkreeften maken echter wel gebruik van reeds bestaande gangen en holen en kunnen dus wel de aanwezige schade vergroten (De Jong et al. 2019). Daarnaast kan de dichtheid aan holen per vierkante kilometer veel hoger liggen bij rivierkreeften (Koese & Vos 2013).

Koese en Vos (2013) deden een inventarisatie van het graafgedrag van de rode Amerikaanse rivierkreeft in Nederland. Graafgedrag bleek zich op verschillende wijzen te manifesteren naargelang de aard van de oever (beschoeiing, landgebruik, grondsoort en waterhuishouding). Bij steile oevers zonder of met een open beschoeiing, kregen de kreeften de gelegenheid om te graven. Zo ontstaat een netwerk aan horizontale gangen haaks op de waterlijn (i.e. de zogenaamde 'oeverholen'), voornamelijk in de eerste halve meter van de oever. Waar beschoeiingen geplaatst waren, was het landgebruik intensiever, en de gerapporteerde schade daarom ook groter. Over het algemeen is het graafgedrag het meest uitvoerig in steile oevers met fijn sediment (zandig, kleilig, lemig). Arce et Diégez-Uribondeo (2015) tonen aan dat voor de rode Amerikaanse rivierkreeften dichtheden en het aantal actieve holen positief gecorreleerd zijn, en ook recht evenredig zijn met veroorzaakte schade. Ook andere factoren kunnen een rol spelen en een toename van het graafgedrag veroorzaken. Graafgedrag bij rode Amerikaanse rivierkreeften situeert zich voornamelijk rond augustus en oktober, wanneer vrouwtjes hun eieren afzetten (Koese & Vos 2013).

Bepaalde types oevers en locaties zijn meer vatbaar voor graafgedrag, met name: steile oevers met meer cohesief materiaal (geen grind), oevers waar zich weinig vegetatie aan de teen bevindt en de buitenbochten van meanders (Faller et al. 2016).

In de literatuur wordt voornamelijk melding gemaakt van impact op kleinere systemen, zoals rijstvelden en irrigatiekanalen en oevers van kleinere stromen. In de Ebrodelta in Spanje, is de rode Amerikaanse rivierkreeft verantwoordelijk voor grote schade aan rijstvelden, door graafgedrag in de steile oevers die de irrigatiekanalen scheidt van de rijstvelden, maar ook in de

bodem van de kanalen zelf (Arce & Diéguez-Uribeondo 2015). In Noord-Italië wordt 30 % van de schade aan irrigatiekanalen toegeschreven aan graafgedrag van de rode Amerikaanse rivierkreeft (Lodge et al. 2012). Ook van de Californische rivierkreeft en de gewone Yabby is bekend dat zij een impact kunnen hebben op bijvoorbeeld dijken en dammen in rivieren, oevers van kanalen en meren. De Californische rivierkreeft is vaak verantwoordelijk voor oeververzakkingen in kleinere systemen, zoals een twee meter brede waterloop van de Wreake in de Engelse Midlands (Sibley 2000). Deze soort groef oeverholen tussen 0,65 -1,5 m in de Great Ouse (VK), met openingen net beneden de waterlijn. Deze hopen konden in hoge densiteiten voorkomen, variërend tussen 0,47 per lopende meter of 3,6 hopen per vierkante meter wat de oeverstabiliteit kan compromitteren (Guan 1994).

2.2.3 Impact op sedimentstromen

Er zijn aanwijzingen dat kreeften door hun gedrag een impact kunnen hebben op de sedimentstromen in waterlopen. Graafgedrag van kreeften in oevers leidt tot een netto aanwas van sediment in het systeem. Extra sediment wordt ook naar de waterkolom getransporteerd door verplaatsingen over de bodem of het omslaan van hun telson (Statzner & Sagnes 2008). Indirect worden sedimentstromen ook beïnvloed door veranderingen in het flowregime, omwille van het verdwijnen van de macrofyten. De resulterende impact is een toename van de sedimentstromen, en ermee geassocieerd een hogere turbiditeit (Harvey et al. 2014), en herverdeling van pollutanten en nutriënten uit de bodem (Harvey et al. 2011). Dergelijke wijzigingen in sedimentaan- en afvoer leiden uiteindelijk tot verandering in de hydromorfologie en de fysische, chemische en biologische kwaliteit van de waterloop en hebben bijgevolg een negatieve impact op de ecologische status van de waterloop.

Sanders et al. (2021) bestudeerden het effect van het graafgedrag op de staat van oevers. Ze stelden vast dat de snelheid waarmee de oever van de Bain (VK) afkalfde, gecorreleerd was met de mate waarin de Californische rivierkreeft graafgedrag vertoont. Op plaatsen van verhoogde graafactiviteit (6,9 oeverholen per lopende meter) was de snelheid waarmee de oever erodeerde 2,5 maal hoger dan waar geen oeverholen waren, met als gevolg een verhoogde sedimenttoevoer in het systeem. Koese en Vos (2013) schatten het graafvermogen van de rode Amerikaanse rivierkreeft in de beheergebieden van hoogheemraadschap van Delfland en Rijnland op 1,26 liter per dag per individuele rode Amerikaanse rivierkreeft. Het maximale grondverzet werd geschat op een 30 tot 50 liter aarde per meter oever per jaar, wat overeenkomt met 10000 – 17000 kg/km oever. Dit zou in totaliteit tussen de 0,2 % - 18 %, en in een extreem geval 80 % van de totale baggeraanwas per locatie bedragen. In Groot-Brittannië berekende Fällner et al. (2016) dat de Californische rivierkreeft 3000 kg/km sediment in het systeem bracht.

2.3 DICHTHEIDSAFHANKELIJKE EFFECTEN

Voor waterloopbeheerders is het belangrijk om te weten vanaf welke dichtheid rivierkreeften een mogelijke impact hebben op biota en de fysieke omgeving. In tal van studies wordt via experimentele opzet nagegaan of verschillende soorten kreeften een impact hebben op een waterplanten, macrofauna en waterkwaliteit. Tot op heden zijn er echter geen studies gepubliceerd waar het dichtheidseffect op infrastructuur of waterhuishouding wordt nagegaan.

Het is duidelijk dat de effecten van rivierkreeften toenemen bij hogere dichtheden (Souty-Grosset et al. 2016). Vaak wordt getracht middels experimentele opzet een dichtheidswaarde te bepalen vanaf wanneer negatieve effecten op het ecosysteem waar te nemen zijn. In een veldexperiment in Nederlandse grachten compartimenteerden Roessink et al. (2017) een gracht



van 0,5 m diepte, waarin ze verschillende densiteiten van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft loslieten. Zes weken later, na afloop van het experiment concludeerden de onderzoekers dat een densiteit van 1,25 kreeften per vierkante meter een negatief effect had op de aanwezige macrofyten. Eerder onderzoek naar de rode Amerikaanse rivierkreeft noteerde een negatief effect op de macrofytengemeenschap vanaf 5 kreeften per m². Dergelijk schattingen zijn echter moeilijk te extrapoleren naar andere watersystemen, andere rivierkreeften of macrofytengemeenschappen met een andere samenstelling.

Rodriguez-Perez et al. (2014) vonden in een mesocosmosexperiment geen of een verwaarloosbare impact van de aanwezigheid van de rode Amerikaanse rivierkreeft bij densiteiten van 1 tot 3 individuen per vierkante meter op de larven van de mediterrane boomkikker (*Hyla meridionalis*). Andere auteurs rapporteerden wel een waarneembare impact bij lagere en vergelijkbare densiteiten (0,32 – 0,88 individuen/m²) op de Californische salamander (Gamradt & Kats 1996). Cruz et al. (2008) rapporteerden voor de rode Amerikaanse rivierkreeft densiteiten van 16,6 individuen per vierkante meter in het Paul do Boquilobonatuurreserveaat in Portugal, wat leidde tot een ineenstorting van de amfibieënpopulatie.

Gherardi en Acquistapace (2007) voerden experimenten uit in zowel labo als in het veld, aan twee densiteiten van rode Amerikaanse rivierkreeft aan 4 of 8 individuen per vierkante meter. Deze densiteiten waren vergelijkbaar met de densiteiten in een naburig wetland. Uit deze experimenten bleek dat de rode Amerikaanse rivierkreeft een sterke voorkeur had voor bepaalde organismen. Er was bijvoorbeeld een effect waar te nemen op de poelslak (*Haitia acuta*) maar niet op het muskietenvijsje (*Gambusia affinis*), aangezien deze laatste soort levendbarend is en in open water leeft en relatief onbereikbaar is als prooi voor rivierkreeften. Hetzelfde was waar voor macrofyten, soorten als fonteinkruid *Potamogeton* en *Nymphoides* werden geconsumeerd, maar niet het loos blaasjeskruid (*Utricularia australis*). Ongeacht de voorkeur van de kreeften werd een negatief effect vastgesteld op zowel macrofauna als waterplanten, dat toenam bij hogere densiteit aan kreeften. Tijdens een enclosure-experiment met dichtheden van 0, 2,5 en 5 kreeften per vierkante meter werden gelijkaardige densiteitsafhankelijk effecten gevonden op waterplanten en macrofauna (Chucholl 2013a). In dit experiment vertoonde de rode Amerikaanse rivierkreeft geen consumptie van smalle waterpest (*Elodea nuttalli*), ook een invasieve uitheemse soort. Tijdens de loop van het experiment nam de biomassa van waterpest zelfs nog toe.

Gherardi en Acquistapace (2007) en Chucholl (2013a) stellen dat de negatieve effecten van de rode Amerikaanse rivierkreeft al te merken zijn vanaf introductie in het systeem. Andere onderzoekers proberen een drempelwaarde te bepalen die de kritische densiteit voorstelt waaronder een specifieke rivierkreeft geen effect heeft op zijn omgeving. Carvalho et al. (2016) noteren enkel een effect vanaf een dichtheid van 0,9 dieren per vierkante meter. Lemmers et al. (2018) voerden een meta-analyse uit van een tiental studies die het dichtheidseffect bestuderen van rivierkreeften, en stelden vast dat de drempelwaarde onder de 0,9 kreeften per vierkante meter ligt, ongeacht de soort en de risicocategorie waarop het effect gemeten werd. Deze voorgestelde drempelwaarde is bijzonder laag aangezien volgens een meta-analyse van Matsuzaki et al (2009) densiteiten van rivierkreeften variëren tussen 0,2 tot 15 individuen per vierkante meter.

Om een meer specifieke drempelwaarde te definiëren, kan het aangewezen zijn om, per soort en risicocategorie, experimenteel onderzoek op te zetten in watersystemen relevant binnen de Vlaamse context. Een kantlijn bij de door Carvahlo et al. (2016) voorgestelde 0,9 kreeften per vierkante meter, is dat de impact op risicocategorieën als infrastructuur en waterhuishouding niet in rekening werd gebracht, maar enkel de impact op biota. Daarnaast is het zo dat deze



dichtheden, hoewel voor de hand liggend in een experimentele opzet, moeilijk te vertalen zijn naar veldcondities. In open systemen zoals waterlopen en grotere gesloten systemen met een hogere structuurdiversiteit, is het niet evident om het aantal gevangen individuen te vertalen naar een maatstaf als aantal individuen per m².



3 INVASIEVE EN POTENTIEEL INVASIEVE SOORTEN RIVIERKREEFTEN IN VLAANDEREN

De lijst van voor Vlaanderen relevante rivierkreeften bestaat uit de soorten waargenomen in Vlaanderen aangevuld met die soorten rivierkreeften waarvan verwacht wordt dat deze zich in Vlaanderen kunnen vestigen.

De analyse van welke soorten te verwachten zijn, werd uitgevoerd in het LIFE Riparias project, vertrekkende van de soorten aanwezig in de aquariumhandel of waargenomen in buurlanden. De resulterende alert-lijst¹ bestaat uit twee soorten die af en toe voorkomen in de aquariumhandel (de gewone yabby en de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutus*)) en vier soorten met een bewezen invasief karakter in buurlanden of in landen met vergelijkbare klimatologisch zones als Vlaanderen (calicotrivierkreeft (*Faxonius immunis*), de roestbruine Amerikaanse rivierkreeft, de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft en de marmerkreeft).

Voor elk van deze soorten resulteerde het *risk assesment protocol* HARMONIA+ (D'hondt et al. 2015) in een hoge tot zeer hoge score voor 'environmental risk', geassocieerd met een matige tot hoge betrouwbaarheid (Tabel 2). HARMONIA+ is een eerstelijns risico assessment tool voor potentieel invasieve soorten. Er worden hierbij een inschatting gemaakt van de pertinentie van verschillende risicocategorieën waaronder het risico op introductie, vestiging en verspreiding, enerzijds, maar ook van het risico op impacten op bijvoorbeeld de omgeving, het verspreiden van ziekten of op andere biota. Een functie van de scores van elk van de afzonderlijke risicocategorieën en leidt tot een inschatting van de 'environmental risk'. Door onzekerheden voor elk van de elementen in te schatten, krijgt de eindscore ook een globale betrouwbaarheid toegekend.

Hieronder geven we een kort overzicht van alle soorten niet-inheemse rivierkreeften waarbij we hun natuurlijke verspreiding bespreken en hun introductiegeschiedenis in Vlaanderen of Europa. De verspreidingskaarten stellen alle waarnemingen na 2000 voor in Vlaanderen, verspreidingsdata werden van GBIF² (Global Biodiversity Information Facility) gedownload en verwerkt met custom R-scripts. In Bijlage 1-3 wordt een overzicht gegeven van enkele kenmerken van elk van de aanwezige en te verwachten rivierkreeften.

¹ <https://www.riparias.be/606/>

² GBIF.org



Soort	Species	Groep	Waargenomen in Vlaanderen	EU-lijst	Life RIPARIAS	Klimaatzones (B)	Risk assessment					Environmental risk		
							introductie	Vestiging	Verspreiding	Predatie	Ziekte	Score	Rating	Betrouwbaarheid level
Gewone yabby	<i>Cherax destructor</i>	1	-	-	X	Cfa, Cfb	M	H	VH	H	H	0,46	VH	M
Calicotkreeft	<i>Faxonius immunis</i>	1	-	-	X	Dfb	H	VH	VH	H	VH	0,6	VH	M
Kentuckyrivierkreeft	<i>Faxonius juvenilis</i>	1	-	-	X	(Cfa), Dfb	L	VH	H	M	VH	0,25	H	M
Roestbruine Amerikaanse rivierkreeft	<i>Faxonius rusticus</i>	1	-	X	X	Cfa, Dfb	L	VH	VH	H	VH	0,55	VH	H
Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	<i>Faxonius virilis</i>	1	-	X	X	Cfa, Cfb, Dfb	H	VH	VH	H	VH	0,63	VH	H
Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	<i>Procambarus acutus</i>	2	X	-	X	Cfa, Cfb, Dfb	VH	VH	VH	H	VH	0,75	VH	H
Rode Amerikaanse rivierkreeft	<i>Procambarus clarkii</i>	2	X	X	X	Cfa, Cfb, Dfb								
Marmerkreeft	<i>Procambarus virginalis</i>	2	X	X	X	Cfa, Cfb	H	VH	VH	M	VH	0,4	VH	M
Californische rivierkreeft	<i>Pacifastacus leniusculus</i>	2	X	X	-	Cfa, Cfb								
Turkse rivierkreeft	<i>Pontastacus leptodactylus</i>	2	X	-	-	Cfa, Cfb								
Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft	<i>Faxonius limosus</i>	3	X	X	-	Cfa, Cfb, Dfb								

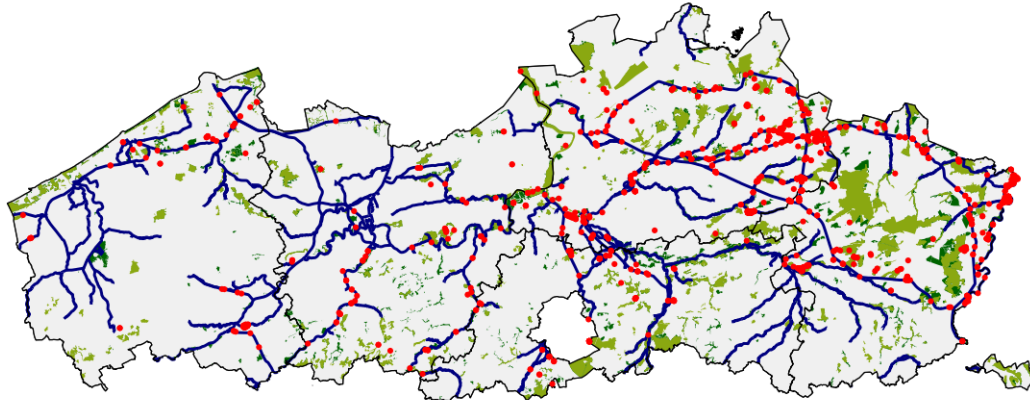
Tabel 2 Overzicht van de in Vlaanderen aanwezige en te verwachten soorten. Soorten werden in het LIFE Ripariasproject onderworpen aan het HARMONIA+ protocol (D'hondt et al. 2015). Scores worden weergegeven met L (low), M, (Medium), H (High) en VH (Very High). De Köppen – Geiger klimaatzones (Kottek et al. 2006) worden weergegeven indien deze gemeenschappelijk zijn tussen België en het verspreidingsgebied van de respectieve kreeft. De indeling in groepen verwijst naar de voorgestelde aanpak zoals toegelicht in alinea 4.3.



3.1 GEVESTIGDE INVASIEVE SOORTEN

3.1.1 Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft - *Faxonius limosus*

Faxonius limosus



Nederlandse naam: gevlekte Amerikaanse rivierkreeft

Engelse naam: spiny-cheek crayfish

Oorsprongsgebied: Noord-Amerika (Maryland & Pennsylvania)

Introductie in Europa: in Polen in 1890

Reden introductie: consumptie

Eerste waarneming in Vlaanderen: 1977 in Mol in het Kanaal Herentals-Bocholt (Wouters et al. 2002)

Habitat: ruim habitatspectrum, inclusief troebel water, kanalen, voedselrijke poelen en vijvers.

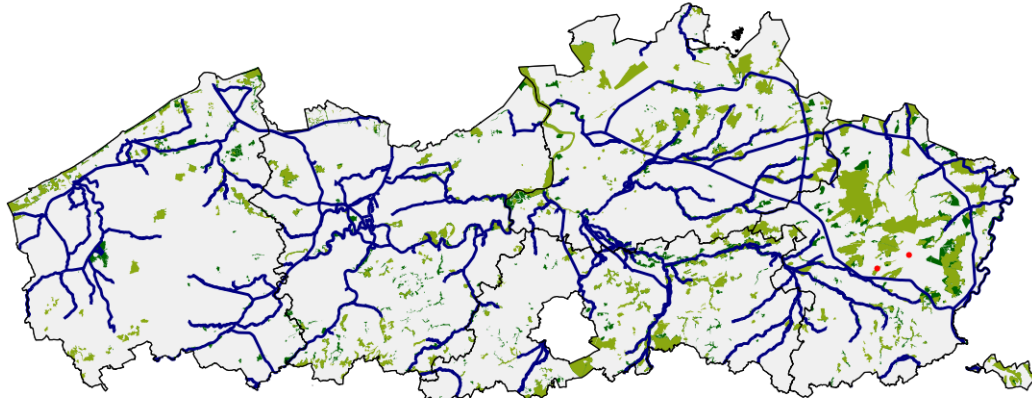
De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft is wijdverbreid in Europa. De soort is vrij algemeen aanwezig in Frankrijk, Duitsland en Polen (Kouba et al. 2014). De introductie van de soort is te wijten aan menselijk handelen. Een eerste introductie gebeurde in Polen op het eind van de 19^e eeuw. De inheemse Europese rivierkreeft nam sterk af, waardoor een tekort dreigde voor de consumptie. De introductie van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft moest dit probleem oplossen, maar bleek al snel commercieel niet interessant. De soort werd daarnaast door Amerikanen gebruikt als aas en gehouden in aquaria (Holdich & Black 2007). Na introductie in het watersysteem verspreidde de soort zich voornamelijk via waterlopen en kanalen. Genetische analyse suggereerde dat alle populaties afstammen van de initiële groep van 90 individuen geïntroduceerd in Polen in 1890 (Filipová et al. 2011). De soort is strikt aan water gebonden en wordt slechts zeer uitzonderlijk op het land waargenomen, vooral na uitvoering van maatregelen, zoals baggeren of na heftige regenval (Soes & Koese 2010).



Foto 1: Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (foto Bram Koese/EIS)

3.1.2 Californische rivierkreeft - *Pacifastacus leniusculus*

Pacifastacus leniusculus



Nederlandse naam: Californische rivierkreeft

Engelse naam: signal crayfish

Oorsprongsgebied: Noordwest-Amerika (Idaho, Washington, Oregon), British Columbia

Introductie in Europa: in de jaren '60

Reden van introductie: consumptie

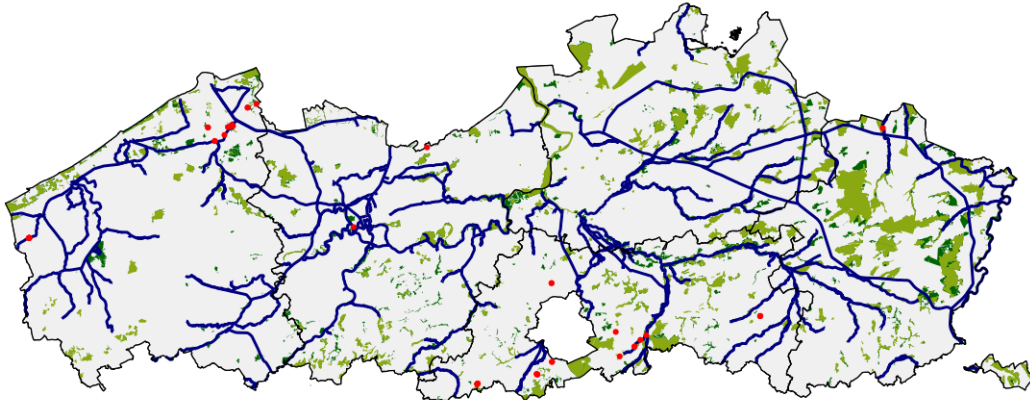
Eerste waarneming in Vlaanderen: 1979

Habitat: komt voornamelijk voor in stromend water

De Californische rivierkreeft werd in de jaren zestig in verschillende Europese landen ingevoerd voor consumptie (Kouba et al. 2014). De soort werd in 1979 ingevoerd in België met het doel biologisch onderzoek te doen in een aantal viskweekvijvers in de provincie Luxemburg om de terugval in populaties van de Europese rivierkreeft op te vangen (Gerard 1986). Van hieruit heeft de soort zich verspreid over het grootste deel van Wallonië. Ook in Vlaanderen zijn er enkele introducties geweest waardoor ze ook in Limburg en Vlaams-Brabant op een aantal locaties is waargenomen (Gerard 1986, De Knijf et al. 2020, Boets et al. 2021). De huidige status van de Vlaamse populaties is niet bekend. Zowel in België als in het buitenland koloniseert deze soort vrijwel uitsluitend stromende wateren en vijvers die ermee in verbinding staan. Mogelijk is de potentiële verspreiding in Vlaanderen gelimiteerd door de specifieke habitatvoorkeur van deze soort, vergelijkbaar met die van de Europese rivierkreeft (Westman et al. 2002). Ze verkiezen niet-verontreinigd, zuurstofrijk water. Verspreiding vindt, naast menselijke introducties, vermoedelijk vrijwel uitsluitend plaats via waterlopen. Wellicht is de soort niet goed in staat om zich over land te verspreiden. Deze soort is een gekende drager van de kreeftenpest (Diéguez-Urbeondo 2006, Filipova et al. 2013).

3.1.3 Turkse rivierkreeft - *Pontastacus leptodactylus*

Pontastacus leptodactylus



Nederlandse naam: Turkse rivierkreeft
Engelse naam: narrow-clawed crayfish
Oorsprongsgebied: Oost-Europa en West-Azië
Reden introductie: consumptie
Eerste waarneming in Vlaanderen: jaren 1950
Habitat: kleinere waterlopen en stilstaande waters

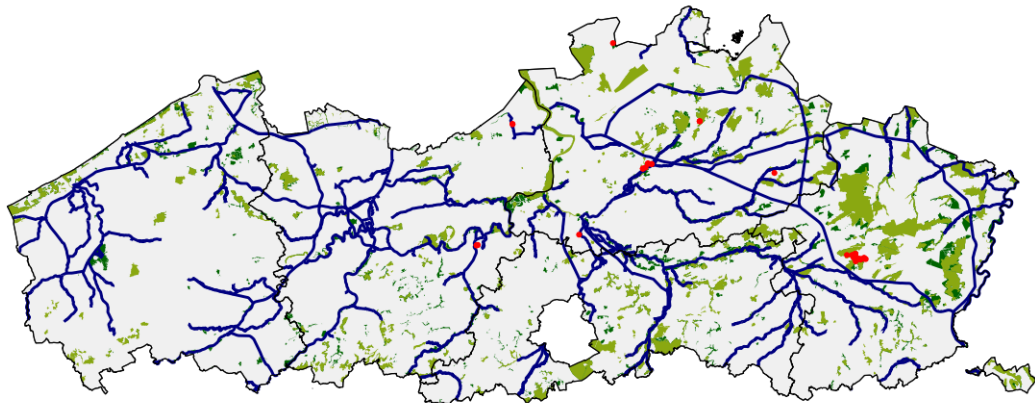
De Turkse rivierkreeft is nauw verwant met de inheemse Europese rivierkreeft (*Astacus astacus*), maar is niet inheems in België. De soort werd in de jaren 1950 geïntroduceerd in België vanuit Turkse stocks voor consumptie (Gerard 1986). Tot eind jaren 1970 werd de soort nog uitgezet in Wallonië, maar ook rond Brugge (De Knijf et al. 2020). De soort bleek competitief sterker dan de Europese rivierkreeft en droeg zo bij aan de verdere achteruitgang van deze laatste. Aangezien de Turkse rivierkreeft géén tolerantie heeft tegen de kreeftenpest, zijn de populaties zelf gedecimeerd, waardoor ze op dit ogenblik nog slechts op enkele locaties aanwezig is in Vlaanderen.



Foto 2: Turkse rivierkreeft (foto Bram Koese/EIS)

3.1.4 Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft - *Procambarus acutus*

Procambarus acutus



Nederlandse naam: Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft

Engelse naam: white river crayfish

Oorsprongsgebied: Noord -Amerika (*P. zonangulus* in Texas; *P. acutus* oostkust van Louisiana tot Maine)

Introductie in Europa: jaren 1970 in Spanje

Reden introductie: aquariumwereld

Eerste waarneming in Vlaanderen: 2013 private tuin in Leest

Habitat: Ruime habitatvoorkeur, van kanalen tot ondiepe stilstaande wateren

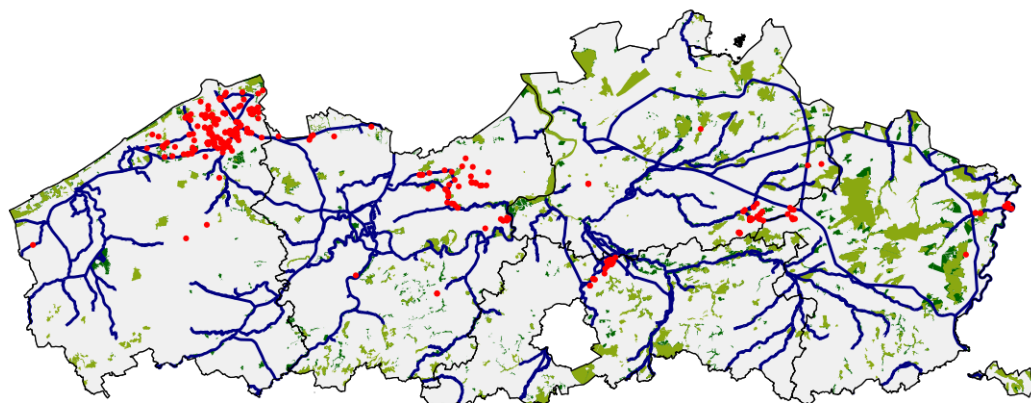
De taxonomische status van de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft is onduidelijk, en er bestaan aanwijzingen dat er eerder sprake is van een soortcomplex waartoe *P. acutus*, en *P. zonangulus* behoren. In Nederland is er een aanwijzing dat de twee soorten aanwezig zijn (Filipova et al. 2011). De soort werd voor het eerst geïntroduceerd in Europa in Spanje in de jaren 1970, maar wist zich niet te vestigen. De gestreepte rivierkreeft werd nadien voor het eerst waargenomen in Nederland, tussen Gorinchem en Hardinxveld (Soes & van Eekelen 2006), en later in Groot-Brittannië (Kouba et al. 2014). In Nederland nam ze sterk toe en verwacht men dat ze zich verder zal verspreiden in Europa (Soes & Koese 2010). Aangezien de gestreepte Amerikaanse rivierkreeft, net zoals de rode Amerikaanse rivierkreeft, een secundaire graver is, wordt vermoed dat deze een vergelijkbare impact op onder andere oevers kunnen hebben. De eerste waarneming uit Vlaanderen dateert van 2013 uit een private tuin in Leest (Scheers et al. 2020). De soort lijkt recent sterk toe te nemen. In 2017 werd een tweede exemplaar waargenomen in Zonhoven, en later in Verrebroek (2019) en Zandhoven (2019).



Foto 3: Gestreepte Amerikaanse kreeft (foto Kevin Scheers)

3.1.5 Rode Amerikaanse rivierkreeft - *Procambarus clarkii*

Procambarus clarkii



Nederlandse naam: Rode Amerikaanse rivierkreeft

Engelse naam: red swamp crayfish, Louisiana crayfish

Oorsprongsgebied: Zuidoosten van Noord-Amerika

Introductie in Europa: ?

Reden introductie: tuinvijvers en aquaria, consumptie

Eerste waarneming in Vlaanderen: 2008 – Zammelsbroek in Zammel, Kempen

Habitat: brede habitatvoorkeur, van kanalen tot ondiepe stilstaande wateren

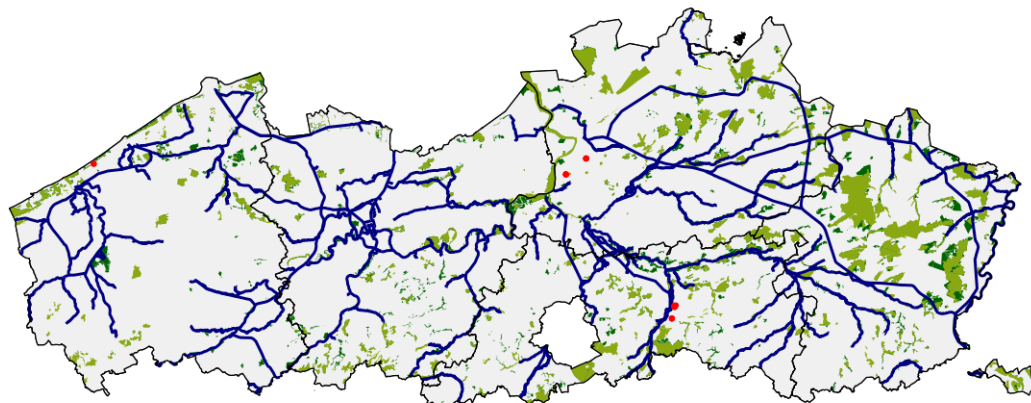
De rode Amerikaanse rivierkreeft is globaal de meest wijdverbreide invasieve rivierkreeft, maar ook degene met wellicht de grootste impact (Oficialdegui et al. 2020). Dit is te wijten aan de populariteit voor aquacultuurdoeleinden. Om deze reden is de soort ingevoerd zowel in Azië (onder andere Japan en China), als in Europa (Iberische schiereiland). Ook nu nog is dit een van de meest gecultiveerde crustaceeën. De soort is echter sterk invasief en slaagde er vrijwel overal in om te ontsnappen uit dergelijke aquacultuurfaciliteiten. Daarnaast verspreidde de soort zich ook via de aquariumhandel waar ze zeer gegeerd is omwille van de verschillende kleurvormen (Souty-Grosset et al. 2016). Zijn succes als invasieve uitheemse soort is te danken aan diverse eigenschappen. Niet alleen kan ze zich vestigen in een brede klimaatrange, van koud gematigd tot tropische warm, en in heel diverse aquatische habitats. Ze is daarnaast bijzonder goed in overlandse dispersie. De eerste melding van een rode Amerikaanse rivierkreeft in België was in Vielsalm, waar een dood exemplaar gevonden werd (De Knijf et al. 2020). In Vlaanderen werd de soort voor het eerst gezien in het Zammelsbroek in Geel in 2008. Momenteel is ze zeer wijd verspreid en komt in grote aantallen voor in het noorden van West-Vlaanderen en Oost-Vlaanderen, onder andere in het Leopoldskanaal, de Moervaart en de Stekense vaart) (Boets et al. 2009).



Foto 4 Rode Amerikaanse rivierkreeft (foto Bram Koese/EIS)

3.1.6 Marmerkreeft - *Procambarus virginalis*

Procambarus virginalis



Nederlandse naam: marmerkreeft

Engelse naam: marbled crayfish

Oorsprongsgebied: ~ *P. fallax*: Noord-Amerika (Florida, Georgia)

Introductie in Europa: eerst gevonden in aquariumhandel in Duitsland

Reden: aquariumwereld

Eerste waarneming in Vlaanderen: 2017 (Provinciaal Domein Kessel-Lo)

Habitat: stelt weinig eisen aan de omgeving

De marmerkreeft is een parthenogenetische soort afgeleid van de Everglades rivierkreeft *Procambarus fallax* (Martin et al. 2010). De soort is voor het eerst beschreven uit een Duits aquarium midden de jaren 1990, nadat aquaristen hun enthousiasme uitten over een strikt parthenogenetische soort, enkel bestaande uit vrouwtjes. Het is hiermee ook de enige rivierkreeft die zich uitsluitend op klonale wijze voortplant. Na de beschrijving doken er al snel meerdere waarnemingen op in Europa, maar ook in Madagaskar (Jones et al. 2009) en Japan (Kawai & Takahata 2010), waarschijnlijk als gevolg van het vrijlaten van kreeften uit aquaria. De eerste marmerkreeft in Europa werd gevangen eind 2003 in een grindwinningsgroeve nabij Karlsruhe in het zuidwesten van Duitsland (Marten et al. 2004). In 2009 en 2010 werden populaties gevonden in Halle (Saxon-Anhalt) en Freiburg (Baden-Württemberg).



Foto 5 Marmerkreeft (foto Bram Koese/EIS)

Door de parthenogenetische voortplanting, is één exemplaar voldoende voor het stichten van een nieuwe populatie. De eerste Belgische waarneming dateert van december 2017 en is afkomstig van het Provinciaal Domein van Kessel-Lo nabij Leuven. Sindsdien werd de marmerkreeft ook nog op enkele andere locaties gevonden (Steen et al. 2022a). Zo dook ze op in een betonnen vijvertje in Heverlee (juni 2018), rond het Antwerpse (Wolvenberg en Schoonselhof, januari 2019 en april 2020) (Scheers et al. 2021), en het meest recent in de parkvijver van Middelkerke (juli 2021) (Steen et al. 2022b). Ook Limburg bleef niet gevrijwaard, en een melding langs de Stiemerbeek bij Genk (augustus 2021) suggereert dat ze hier ook aanwezig zou kunnen zijn.



3.2 POTENTIEEL INVASIEVE SOORTEN

3.2.1 Gewone yabby - *Cherax destructor*

Nederlandse naam: gewone yabby

Engelse naam: Yabby

Oorsprongsgebied: Australië

Introductie in Europa: sinds de jaren 1980 in Spanje, nog niet waargenomen in buurregio's van Vlaanderen

Reden van introductie: aquacultuur

Eerste waarneming in Vlaanderen: /

Habitat: brede range aan habitats, waaronder, moerassen, waterlopen, poelen, verkiest zuurstofrijk water



Foto 6: Gewone yabby (foto Bram Koese/EIS) & verspreiding in buurregio's van Vlaanderen

De gewone yabby werd in de jaren 1980 in Zuid-Afrika geïmporteerd voor onderzoeksdoelstellingen, tot dusver zijn er daar geen in het wild levende exemplaren gevonden (Nunes et al. 2017). In Europa en Azië werd de soort geïmporteerd voor de aquacultuur, zoals in 1983 in Girona (Catalonië). Later volgden introducties in de provincie Zaragoza (1984-85), waar de soort zich uiteindelijk wist te vestigen in Gordués (Holdich et al. 2009). Een aantal van de Spaanse populaties konden succesvol uitgeroeid worden door het gebruik van de kreeftenpest waartegen de soort niet bestand is. Desondanks wist de soort zich toch te verspreiden en leefbare populaties te stichten (Vedia & Miranda 2013). Ook in Italië werd de soort geïmporteerd voor aquacultuuroeleinden (Vecchioni et al. 2022). Er vestigden zich onder andere populaties in centraal Italië (Laghi di Ninfa) (Scalici et al. 2009) en ook in regio Latium (Centraal-Italië), maar deze laatste populatie hield wellicht niet stand door de kreeftenpest (Mazza et al. 2018). De vectoren voor introductie in andere Europese landen waren waarschijnlijk ook aquacultuur of aquariumhandel. Recent werd de gewone yabby ook noordelijker waargenomen, zoals in 2018 in Bretagne, Frankrijk (Vigneron et al. 2019) en in een steengroeve in Ierland (Sweeney et al. 2022).

De gewone yabby is in zijn verspreiding waarschijnlijk beperkt door haar temperatuursbehoeften. De soort verkiest temperaturen boven de 15 °C, maar kan temperaturen tot 1 °C tolereren. In een experiment werd aangetoond dat de soort zes maanden kan overleven in stilstaand water van 2 à 3 °C (Vesely et al. 2015). Hierbij overleefden een kwart van de dieren, en een aantal van de individuen bleef onder deze condities foerageren. Door gevoeligheid voor de kreeftenpest is het waarschijnlijk dat deze soort slechts populaties kan vormen in geïsoleerde waterlichamen, waar geen met kreeftenpest besmette Amerikaanse rivierkreeften aanwezig zijn (Soes & Koese 2010). Ondanks dit, mag de soort niet miskend worden door zijn hoge invasiviteit (Tricarico et al. 2010).

3.2.2 Calicotrivierkreeft - *Faxonius immunitis*

Nederlandse naam: Calicotrivierkreeft

Engelse naam: Calico crayfish

Oorsprongsgebied: Noordoost-Amerika

Introductie in Europa: Duitsland (jaren 1990)

Reden van introductie: aquarium

Habitat: zowel lentische als lotische habitats, kleine stromen, traagstromende rivieren, grachten



Foto 7: Calicotrivierkreeft (foto Bram Koese/EIS) & verspreiding in buurregio's van Vlaanderen

De Calicotrivierkreeft is voor het eerst gerapporteerd in de Boven-Rijn in het zuidwesten van Duitsland midden in de jaren 1990, vermoedelijk geïntroduceerd als vissersaas door Canadese soldaten gestationeerd in een luchtmachtbasis gelegen nabij twee locaties waar de soort voor het eerst waargenomen werd (Kouba et al. 2014). Een introductie uit aquaria lijkt minder waarschijnlijk aangezien de soort op dat ogenblik niet bekend was uit de aquariumhandel (Gelmar et al. 2006). Vanuit de eerste Europese vindplaats heeft de soort zich snel verspreid vooral stroomafwaarts maar ook stroomopwaarts. In 2010 werd ze voor het eerst in Frankrijk waargenomen in de vallei van de Moder in de Elzas (Collas et al. 2010). Genetische analyses toonden aan dat deze populatie van dezelfde oorsprong was als deze in de Boven-Rijn (Filipová et al. 2011). Zijn graafgedrag laat hem toe om ondiepe en droogvallende waterlichamen te bezetten. De soort is immers zeer competitief door vroege maturatie, vroege geslachtsrijpheid en een snelle groeiratio. Hierdoor slaagt ze er bijvoorbeeld in om de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft weg te concurreren door directe interacties en superieure competitie voor een schuilplaats (Chucholl et al. 2008, Kouba et al. 2014). De soort kan ook drager zijn van de kreeftenpest (Schrimpf et al. 2013).

3.2.3 Kentuckyrivierkreeft - *Faxonius juvenilis*

Nederlandse naam: Kentuckyrivierkreeft

Engelse naam: Kentucky river crayfish

Oorsprongsgebied: Oostelijk Noord-Amerika

Introductie in Europa: rond 2007 (Rhônebekken), nog niet waargenomen in buurregio's van Vlaanderen

Reden introductie: consumptie

Habitat: weinig bekend, zowel lentische als lotische habitats

Voordien werd de Kentuckyrivierkreeft erkend als een ondersoort van de roestbruine Amerikaanse rivierkreeft. De verspreiding van beide soorten is echter niet goed gekend, maar de ecologie van beide soorten is vergelijkbaar (Chucholl & Daudey 2008).

De eerste waarneming van de Kentuckyrivierkreeft in Europa werd gedaan in de Desoubre, een zijrivier van de Doubs, in het Rhônebeekken (Frankrijk) (Collas et al. 2007). Deze locatie is gelegen vlak naast een restaurant dat rivierkreeften als specialiteit serveerde. Waarschijnlijk zijn een aantal individuen kunnen ontsnappen en in de rivier terecht gekomen. Eerder werd de soort hier verkeerd geïdentificeerd als de roestbruine Amerikaanse rivierkreeft. Een morfologische en DNA-barcodinganalyse bevestigden echter dat het om de Kentuckyrivierkreeft ging (Chucholl & Daudey 2008, Filipova et al. 2011). Vanaf de introductielocatie heeft deze soort zich weten te vestigen over een afstand van 700 m via de nabijgelegen rivier. Een poging om de ontsnapte exemplaren weg te vangen bleek weinig succesvol (Chucholl & Daudey 2008). In zijn oorsprongsgebied leeft de Kentuckyrivierkreeft in een brede range aan stilstaande en stromende wateren. De soort heeft een korte levenscyclus, een hoge fecunditeit en een hoge tolerantie tegen vervuiling, waardoor er gevreesd wordt dat deze een negatieve impact kan hebben op de Europese rivierkreeft. De Kentuckyrivierkreeft is bestand tegen lage temperaturen en is competitief ten opzichte van inheemse en andere uitheemse soorten (de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft, de geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft). Er wordt verwacht dat de soort slechts een beperkte economische impact heeft, aangezien zij geen diepe holen graaft, maar omwille van het agressieve en actieve gedrag, wel een aanzienlijke ecologische impact kan hebben (Soes & Koese 2010).

3.2.4 Roestbruine Amerikaanse rivierkreeft - *Faxonius rusticus*

Nederlandse naam: roestbruine Amerikaanse rivierkreeft

Engelse naam: rusty crayfish

Oorsprongsgebied: Ohio

Introductie in Europa: 2019, Frankrijk, l'Aveyron, nog niet waargenomen in buurregio's van Vlaanderen

Reden introductie: consumptie

Habitat: Brede range aan habitats, zowel lentische als lotische.

De roestbruine Amerikaanse rivierkreeft is inheems in het Ohio-bekken in Noord-Amerika. De soort wordt als een van de meest invasieve rivierkreeftensoorten beschouwd. De soort is voornamelijk invasief in Canada en Noord-Amerika waar de soort waarschijnlijk geïntroduceerd werd als levend aas door sportvissers (Tricarico 2022). In Europa is de soort voor het eerst waargenomen in 2019 in Frankrijk in het bekken van de Aveyron³. Er is evenwel een grote bezorgdheid voor verdere introducties, aangezien de soort in omloop is in de aquariumhandel (Chucholl 2013b). Eens de soort zich op een bepaalde locatie vestigt, bestaat er een hoog risico dat ze zich snel via geconnecteerde waterlopen verspreid (Hamr 2002). De soort heeft immers een hoge dispersiesnelheid tot 4,7 km/jaar (Momot 1996). De soort is daarnaast zeer aggressief en vraatzuchtig. Ze voedt zich op elk trofisch niveau, waaronder aquatische vegetatie, visseneieren en heeft vaak een dramatisch effect op trofische interacties waar zij is geïntroduceerd.

³ <http://especies-exotiques-envahissantes.fr/premier-signalement-de-lecrevisse-a-taches-rouges-faxonius-rusticus-girard-1852-en-europe-france-departement-de-laveyron-2/>



3.2.5 Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft - *Faxonius virilis*

Nederlandse naam: geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft

Engelse naam: virile crayfish

Oorsprongsgebied: Noordoost-Amerika

Introductie in Europa: 2004, Nederland

Reden introductie: aquariumhandel

Habitat: stromen, rivieren, kanalen, vijvers, meren (rotsige bodem of grind)

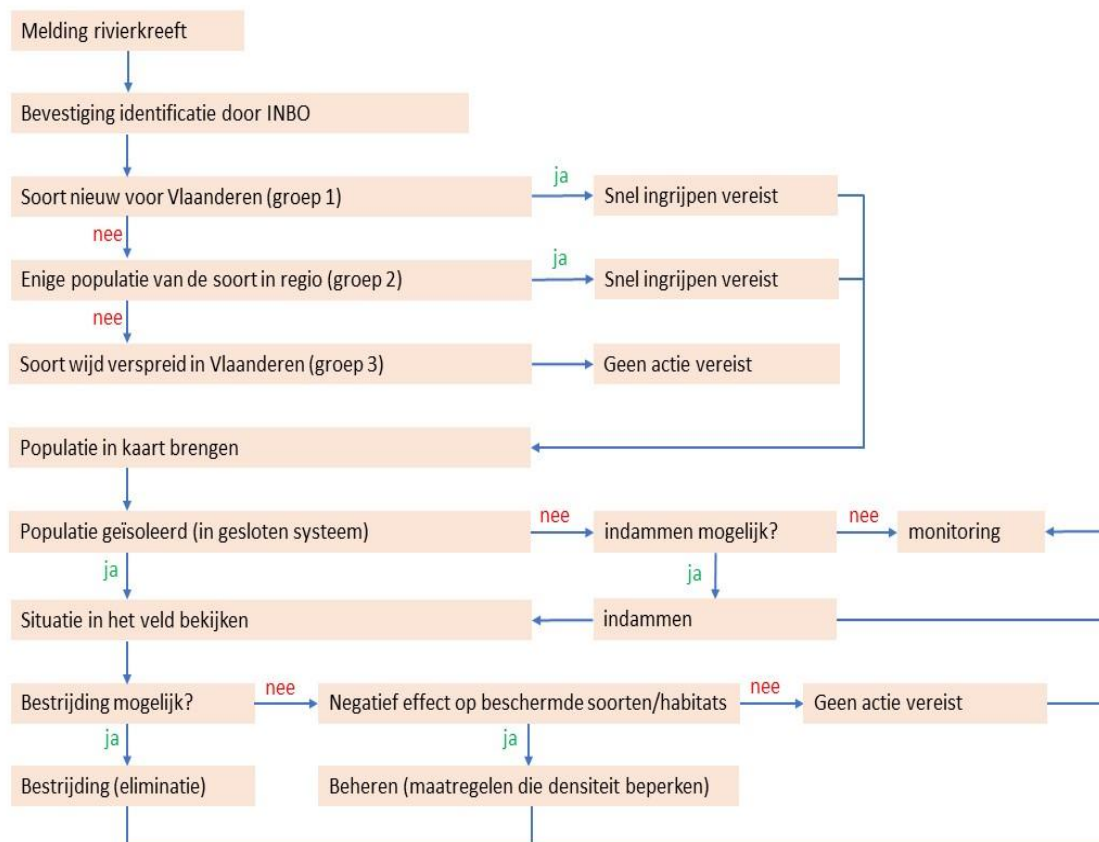


Foto 8: Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (foto Bram Koese/EIS) & verspreiding in buurregio's van Vlaanderen

De soort heeft een sterk invasief karakter buiten zijn natuurlijke range. Zij heeft zich weten uit te breiden over het grootste deel van de Verenigde Staten, Canada en Mexico. Hoogstwaarschijnlijk is deze verspreiding te wijten aan het gebruik van de kreeft als levend aas (Lodge et al. 2000). De introductie in Europa is waarschijnlijk te wijten aan het vrijlaten van ongewenste dieren uit aquaria. Eerder werd zij geïntroduceerd in Frankrijk in 1897 en in Zweden in 1960, maar wist zich toen niet te vestigen. Sinds 2004 komen zowel in het Verenigd Koninkrijk als in Nederland populaties voor van uit het aquarium vrijgelaten dieren. De soort heeft zich sterk weten uit te breiden in Nederland (Ahern et al. 2008).

4 PLAN VAN AANPAK

Het doel van dit stappenplan is om te beschrijven welke specifieke acties de beheerders dienen te nemen bij de melding van een nieuwe soort of een nieuwe populatie van een te beheren soort. De gevolgde aanpak is afhankelijk van welke kreeftensoort wordt gemeld. Deze indeling gebeurt op basis van zijn actuele verspreiding en wordt overlopen in paragraaf 4.3. Maatregelen dienen genomen te worden om in de eerste plaats nieuwe introducties te voorkomen, maar anderzijds ook om de impact van de aanwezige populaties te beperken. Na het in kaart brengen van een populatie (zie 4.4) kan worden geëvalueerd of, en welke, beheermaatregelen nodig en mogelijk zijn (zie 4.5).



Figuur 3 Stappenplan bij meldingen van invasieve rivierkreeften in Vlaanderen

4.1 MELDEN VAN RIVIERKREEFTEN

Vondsten van rivierkreeften kunnen door waterloopbeheerders, gemeenten of terreinbeheerders online gerapporteerd worden op de digitale dataplatformen voor citizen science zoals www.waarnemingen.be. Een nieuwe melding dient steeds te worden voorzien van een of meerdere duidelijke foto's om een correcte identificatie toe te laten.

De waarnemingen van rivierkreeften op www.waarnemingen.be worden door het INBO regelmatig nagekeken op de correctheid van de identificaties. Alle records van rivierkreeften (en invasieve uitheemse soorten in het algemeen) op www.waarnemingen.be worden regelmatig geüpload naar de databank van GBIF (Global Biodiversity Information Facility) (www.gbif.org).

4.2 IDENTIFICATIE

Identificatie van rivierkreeften is niet altijd eenvoudig. Er zijn meerdere sterk op elkaar lijkende soorten en juvenielen kunnen uiterlijk sterk afwijken van adulten. Op basis van een of meerdere goede foto's kan echter in de meeste gevallen een correcte identificatie gebeuren. Uiteraard is identificatie op basis van een levend of geconserveerd specimen ook mogelijk. In geval van een cryptische soort is het mogelijk om de identificatie te bevestigen met behulp van genetische technieken. Na identificatie worden de resultaten zo snel mogelijk gerapporteerd.

4.3 INDELING VAN SOORTEN VOLGENS AANGEWEZEN AANPAK

4.3.1 Groep 1: Nieuwe soort voor Vlaanderen

Deze groep omvat alle niet-inheemse soorten rivierkreeft die momenteel nog niet in België werden aangetroffen. Het gaat hier in de eerste plaats over alle niet-inheemse rivierkreeften die in buurlanden al aanwezig zijn en bekend staan als invasieve soorten. Ook alle overige niet-inheemse rivierkreeften (wereldwijd) die niet eerder in België of Vlaanderen werden aangetroffen, ongeacht of deze al dan niet als invasief worden beschouwd in het buitenland behoren tot deze lijst. Dit betreft dus alle soorten rivierkreeften exclusief de Europese rivierkreeft en de soorten uit groep twee of drie.

Gewone yabby (<i>Cherax destructor</i>) Calicotrivierkreeft (<i>Faxonius immunis</i>) Kentuckyrivierkreeft (<i>Faxonius juvenilis</i>) Roestbruine Amerikaanse rivierkreeft (<i>Faxonius rusticus</i>) Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft (<i>Faxonius virilis</i>)

4.3.2 Groep 2: Nieuwe populatie van soorten met beperkte verspreiding

Onder deze groep vallen alle soorten die zich momenteel al in België of Vlaanderen hebben gevestigd maar nog niet wijdverbreid zijn. Als deze soorten worden gevonden buiten hun bekende verspreiding dienen maatregelen getroffen te worden om de nieuwe populaties te bestrijden (met het oog op gehele verwijdering), of om verdere verspreiding tegen te gaan (indammen). Momenteel betreft het de volgende soorten:

Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus acutus*)
Rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*)
Marmerkreeft (*Procambarus virginalis*)
Californische rivierkreeft (*Pacifastacus leniusculus*)
Turkse rivierkreeft (*Pontastacus leptodactylus*)

4.3.3 Groep 3: Soorten wijd verspreid in Vlaanderen

Indien soort wijdverspreid is en nagenoeg overal in Vlaanderen voorkomt, is ingrijpen erg moeilijk. Als deze soorten al geruime tijd ingeburgerd zijn en weinig ecologische impact (meer) hebben zijn verdere maatregelen niet noodzakelijk. De kosten (zowel economisch als ecologisch) van maatregelen wegen in dit geval niet meer op tegen de baten. In Vlaanderen gaan deze argumenten op voor de volgende soort(en):

Gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (*Faxonius limosus*)

4.4 MONITORING

Vooraleer over te gaan tot beheer is het noodzakelijk de populatie goed in kaart te brengen. Hierbij dienen een aantal aspecten beschouwd te worden:

1. Gaat het over een kleine startende populatie of een grotere die al goed gevestigd is?
2. Zijn er naast de gemelde soort nog andere rivierkreeften en/of invasieve soorten op de locatie aanwezig?
3. Beperkt de populatie zich tot één enkel waterlichaam of zijn ook nabijgelegen plassen/waterlopen gekoloniseerd.

Het antwoord op deze drie vragen is van groot belang in het verdere proces en legt mogelijke knelpunten bloot voor eventuele verdere bestrijding. Bij het in kaart brengen worden naast de locatie van de melding zelf, ook andere plassen of lijnvormige wateren (indien aanwezig) die in verbinding liggen met, of in directe omgeving liggen van de desbetreffende locatie geïdentificeerd. De aanwezigheid van rivierkreeften kan op verschillende manieren worden onderzocht. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de vangstefficiëntie sterk varieert tussen de verschillende gebruikte methoden, en dat zelfs indien dezelfde methode wordt gebruikt, verschillende parameters een invloed kunnen hebben op het resultaat, zoals variatie in de dagelijkse en seizoensactiviteit van de kreeft, het gedrag, de soort, grootte en leeftijd, het geslacht, de dichtheid en de verschillende habitatkenmerken van de watersystemen (Dorn et al. 2005, Souty-Grosset et al. 2006, Reynolds 2010, Parkyn 2015).

De meest optimale monitoring bestaat uit een combinatie van verschillende methoden (King et al. 2020). Ook de integratie van data bekomen door 'citizen science' of burgerwetenschap kan een waardevolle toevoeging zijn aan de surveillance (Manfrin et al. 2019). Opvolging dient ook te gebeuren na het uitvoeren van beheermaatregelen op een locatie. Dit laat toe om te evalueren of de populatie effectief geëlimineerd werd, of dat de populatiedensiteit onder een vooraf bepaalde drempelwaarde blijft, de kritische dichtheid (zie 2.3) genaamd. Algemeen wordt gesteld dat een populatie uitgeroeid is indien er gedurende een periode van 5 jaar geen individuen meer worden waargenomen (Peay et al. 2006).



4.4.1 Visuele inspectie

Deze methode bestaat eruit om vanaf de oever een visuele controle uit te voeren van de ondiepe zones waarbij gezocht wordt naar rivierkreeften. Een visuele controle kan echter enkel in helder water, er moet immers bodemzicht zijn in de ondiepe delen. Daarnaast mag er geen noemenswaardige verstoring zijn van het wateroppervlak om een goed zicht te verzekeren. Daarom wordt de visuele inspectie bij voorkeur uitgevoerd tijdens droge en windluwe momenten. Visuele inspecties zijn het meeste geschikt voor kleinere waterlichamen en kleinere waterlopen (Souty-Grosset et al. 2006). Nachtelijke inspecties zijn het meest aangewezen, aangezien rivierkreeften over het algemeen nachtactief zijn en vangsten minder scheefgetrokken zijn naar grootte en het geslacht van de kreeften. Bij visuele inspecties overdag blijken meer kleinere kreeften en vrouwtjes waargenomen te worden (Hilber et al. 2020).

Visuele inspectie van een vaste oppervlakte (bijvoorbeeld kwadranten), gecombineerd met het handmatig vangen van individuen, kan een absolute densiteit geven van een rivierkreeftenpopulatie. Anderzijds is de methode zeer arbeidsintensief en weinig toepasbaar in grotere waterlopen (Nowicki et al. 2008).

4.4.2 Gebruik van fuiken en kreeftenkorven

De meest voor de hand liggende methode is het gebruik van vallen (al dan niet met aas) die minimaal 24 uur in het water worden geplaatst. Naast het type val hangt de vangstefficiëntie ook af van het gedrag van de kreeften, de aanwezigheid van voedsel in de habitat, van het seizoen, de temperatuur en habitatkenmerken zoals bijvoorbeeld watersnelheid (Peay 2004). Rivierkreeften zijn voornamelijk tijdens de schemering en 's nacht actief. Bij lage dichtheden kunnen meerdere vangnachten noodzakelijk zijn om de trefkans te vergroten. De methode is bijzonder geschikt voor dieper en meer troebele watersystemen, waar visuele inspectie niet mogelijk is (Peay 2004, Reynolds et al. 2010). Verschillende types vallen kunnen hiervoor gebruikt worden, maar het is bekend dat het type val een invloed heeft op de efficiëntie (Green et al. 2018). Veelal worden beaasde kreeftenkorven gebruikt, maar van dit type is geweten dat ze de kreeftenpopulatie onderschatten, en een tendens vertonen naar grotere, mannelijke individuen (Chucholl 2011). Ook andere typen vallen zoals 'refuge traps' of 'hoop nets' kunnen worden gebruikt.

Het gebruik van vallen laat niet alleen toe om de aanwezigheid van kreeften vast te stellen, maar ook om populatiedensiteiten te bepalen. Vaak worden indices als 'catch per unit of effort' (CPUE) of het aantal gevangen kreeften per vangstinspanning gebruikt voor het bepalen van de relatieve abundantie. Deze index kan worden gebruikt om populatietrends te bepalen, wanneer de vangstinspanning (aantal vallen, duur van vangen) gestandaardiseerde wordt. Uiteraard is deze assumptie weinig realistisch, aangezien, zoals eerder vermeld, omgevingsfactoren een sterke invloed hebben op de vangstefficiëntie (Nowicki et al. 2008). Desalniettemin laat deze methode toe, om op een eenvoudige en snelle manier een indicatie te krijgen van de densiteiten (Peay & Hirst 2003).

Wanneer men een meer gedetailleerde schatting wil krijgen van de densiteiten, dan kan men zich beroepen op de vangst-merk-hervangstmethode (CMR). Daarbij worden gevangen individuen gemerkt en terug vrijgelaten. Door de proportie opnieuw gevangen individuen uit opeenvolgende vangstinspanningen te bepalen, bekomt men een indicatie van het aantal aanwezige individuen. Rivierkreeften lijken voor de hand liggende soorten om dergelijke methode op toe te passen. Lokaal kunnen ze hoge densiteiten bereiken, ze zijn eerder plaatsgetrouw (Webb & Richardson 2004) en langlevend, wat het mogelijk maakt om voldoende

hoge hervangst-ratio's te bekomen (Nowicki et al. 2008). Beperkte immigratie, emigratie en mortaliteit over de vangstinspanningen heen, zijn immers de meest belangrijke assumpties om een populatie als gesloten te beschouwen. Wanneer niet aan deze assumpties voldaan wordt, kunnen er populatiedensiteiten modelmatig berekend worden.

4.4.3 Gebruik van eDNA

Een derde methode is het gebruik van eDNA waarbij de aanwezigheid van rivierkreeften kan worden gedetecteerd aan de hand van genetische materiaal in een waterstaal. Het is immers behoorlijk arbeidsintensief om de verspreiding van soorten, en in het bijzonder van aquatische soorten, na te gaan. Meer efficiënt is het screenen van omgevingsstalen op de aanwezigheid van DNA-materiaal van de doelorganismen. Het gebruik van de eDNA-methode wordt inmiddels breed toegepast voor een groot gamma aan organismen, waaronder amfibieën, vissen, mollusken en crustaceeën en in een brede range aan habitats, zowel stilstaand als stromend. Daarnaast is het voordeel ten opzichte de meer conventionele methoden, dat detectie van kreeften mogelijk is, onafhankelijk van hun activiteit, en zelfs in habitats waar veel schuilplaatsen voor de soort aanwezig zijn. Grote delen van een stroombekken kunnen worden gemonitord op de aanwezigheid van een range aan soorten, door slechts een aantal omgevingsstalen te nemen. Op dergelijke manier kunnen de nog niet gedetecteerde populaties worden opgespoord (Chucholl et al. 2021). Dit is in het bijzonder interessant in een 'early warning'- context, waar soorten die een hoog invasiepotentieel hebben (zie 4.3.1) in een vroeg stadium kunnen worden gedetecteerd. Ook de effectiviteit van beheermaatregelen kan worden nagegaan, bijvoorbeeld door het monitoren van bovenstroomse locaties na het implementeren van een migratiebarrière voor invasieve rivierkreeften (Cownt et al. 2018).

In de meest eenvoudige vorm wordt het DNA van de doelsoort dat in een omgevingsstaal zit geamplificeerd, wat detectie mogelijk maakt en een indicatie kan geven of de soort aan- of afwezig is. Naast het voorkomen van een organisme kan een inschatting van de densiteiten van het organisme worden gemaakt. Vroeger gebeurde dit door qPCR te gebruiken om de concentratie DNA in het omgevingsstaal te schatten, en de correlatie tussen densiteit en concentratie te gebruiken om een inschatting te geven van de populatiedensiteit. Deze methode is echter gelimiteerd, in het bijzonder door methodologische beperkingen bij het inschatten van de DNA-concentraties. Om deze reden werd 'droplet digital PCR' (ddPCR) ontwikkeld. De implementatie van ddPCR in het eDNA-protocol laat toe om op directe wijze de hoeveelheid DNA te schatten en geeft derhalve een indicatie van populatiedensiteiten van het beoogde organisme (Doi et al. 2015).

4.5 BEHEER- EN BESTRIJDINGSMAATREGELEN VOOR NIET-INHEEMSE RIVIERKREEFEN

4.5.1 Bestrijden

Uitroeien van kreeftenpopulaties is erg moeilijk, aangezien de minimale populatiedensiteit waarbij een populatie kan overleven soortspecifiek is en sterk afhankelijk van de reproductiestrategie, predatiedruk, en omgevingsfactoren zoals voedselbeschikbaarheid en schuil mogelijkheden. Afhankelijk van de soort dient de volledige metapopulatie aangepakt te worden, aangezien sommige kreeftensoorten grotere afstanden kunnen afleggen, ook over land. Voor marmerkreeften is het nodig alle individuen te verwijderen wanneer de doelstelling uitroeien is omdat de soort zich klonaal voortplant en één individu aanleiding kan geven tot een nieuwe populatie.

Toch is het in bepaalde gevallen wél mogelijk om populaties van rivierkreeften uit te roeien. Van belang hierbij is dat er ingegrepen wordt in een vroeg stadium, zodat verdere verspreiding kan worden voorkomen. Eliminatie is in het bijzonder aangewezen in gesloten watersystemen zoals poelen en vijvers, zonder rechtstreekse verbinding met een waterloop. Daarnaast zou bij vroege detectie (kort na introductie) evenzeer bestrijding moeten worden beoogd. Afhankelijk van de soort en van de lokale situatie kunnen een of meerdere maatregelen genomen worden, al dan niet in combinatie.

4.5.1.1 (Tijdelijke) drooglegging

Droogleggen voor een periode van minimaal zes maanden kan in veel gevallen tot succesvolle eliminatie leiden. Deze methode is toepasbaar op kleinere en geïsoleerde waterlichamen, indien deze niet gevoed worden door grondwater, of indien geen plassen achterblijven in bijvoorbeeld een onregelmatige waterbodem. Het tijdelijk draineren van een kleinere waterloop is niet onmogelijk maar praktisch minder uitvoerbaar (Krieg et al. 2020, Chadwick et al. 2021). Bij deze methode moet er voorkomen worden dat kreeften ontsnappen, bijvoorbeeld door het gebruik van paddenschermen rond de plas om overlandse dispersie tegen te gaan. Indien het water afgelaten wordt via een afvoerbuis, dient er een filter met een maasgrootte van maximaal 1 mm gebruikt te worden om het verspreiden van larven te vermijden. Wanneer de omstandigheden te droog worden, zullen rivierkreeften uit hun holen wegtrekken en gunstigere plaatsen opzoeken. Het droogleggen kan zo overlandse dispersie aanmoedigen (Peay & Dunn 2014). Drooglegging gebeurt best over meerdere winterseizoenen (Basilico et al. 2013). Als het droogleggen slechts enkele maanden wordt aangehouden, blijft het risico bestaan dat een aantal kreeften overleven in gegraven holen of in andere vochtige zones. Dit kan aanleiding geven tot het bestendigen van de populatie. Vooral bij secundaire gravers zoals de rode Amerikaanse rivierkreeft (Gherardi et al. 2011) of de Californische rivierkreeft (Peay & Dunn 2014) moet hierover gewaakt worden. Een behandeling met ongebluste kalk na het droogleggen kan in dit geval de kansen op succes verhogen (Krieg et al. 2020). Anderzijds kan ook het bodemsediment worden verwijderd. Hierbij moet er aandacht aan besteed worden, dat de kreeften zich niet vanuit de afgevoerde bagger verspreiden.

4.5.1.2 Gebruik van biociden

Het gebruik van pesticiden in een waterloop is bij wet verboden in Vlaanderen. Ondanks dit gegeven, blijkt het toepassen van pesticiden een effectieve methode om populaties van invasieve kreeften te verwijderen uit geïsoleerde wateren. Biociden werden in andere landen al



succesvol toegepast om kreeftenpopulaties te verwijderen uit waterlichamen. De techniek is evenwel niet toepasbaar in geconnecteerde waterlichamen, of in waterlichamen waar de impact op niet-doelsoorten onaanvaardbaar zou zijn. Voor deze toepassing werd reeds een brede range aan biociden toegepast zoals pyrethroiden (Sandodden & Johnsen 2010, Ballantyne et al. 2019) of diverse organofosfaten (Buřič et al. 2013, Halstead et al. 2015). Pyrethroiden blijken zeer persistent in het milieu en bioaccumuleren, in tegenstelling tot de organofosfaten (Holdich et al. 2017). Ook het gebruiken van rotenon wordt vaak voorgesteld, maar de benodigde hoeveelheden om sommige rivierkreeften te doden zijn 500 maal hoger dan deze gebruikt voor het doden van vissen. Hierdoor is het gebruik van rotenon niet kostefficiënt (Holdich et al. 2017) en ook niet wenselijk.

4.5.1.3 Wegvangen uit kleine geïsoleerde waterpartijen

In kleine geïsoleerde waterpartijen kan wegvangen een geschikte maatregel zijn. Hierbij moet er omzichtig te werk worden gegaan, zodat geen individuen gemist worden. Welke vallen hiervoor gebruikt kunnen worden, wordt verder in de tekst besproken (cfr. 4.5.2.1.)

4.5.2 Beheren

Indien bepaalde doelstellingen zoals bijvoorbeeld habitatkwaliteit, de aanwezigheid van beschermde soorten of de functie van het water, door de aanwezigheid van rivierkreeften in het gedrang komen en bestrijding niet mogelijk noch haalbaar is, kan ervoor gekozen worden om de populatie rivierkreeften te beheren. Vaak is het zo dat de impact die rivierkreeften teweegbrengen recht evenredig is met hun densiteiten. De rationale is dus om de densiteiten zo te verlagen tot onder een kritische densiteit waar de impact van de rivierkreeften impact minimaal is.

4.5.2.1 Afvangen met vallen

Vaak wordt getracht de impact die rivierkreeften hebben op aquatische systemen te beperken, door deze weg te vangen onder een kritische densiteit waardoor hun impact beperkt blijft (zie 2.4). Het effect is echter meestal tijdelijk en het wegvangen van de kreeften dient aangehouden te worden om de populatie onder controle te houden en natuurherstel toe te laten (Van Kleef et al. 2022). Uit een proefstudie in de Distelplas in Nederland bleek dat voornamelijk grotere individuen (>7 cm) werden weggevangen door kreeftenkorven of fuiken. Kleinere kreeften bleven hierdoor in het systeem achter en stabiliseerden de populatie, zelfs wanneer het afvangen opgevolgd werd met een wekelijkse onderhoudsvisserij. Wel bleven de densiteiten aan rivierkreeften lager dan oorspronkelijk en daalde de gemiddelde grootte van de kreeften na de ingreep (Janssen & Kampen 2020).

Het onderzoek van Janssen en Kampen (2020) benadrukt dat het herhaaldelijk uitdunnen van de populatie in de zomer de voorkeur geniet boven een aanhoudende wekelijkse bevissing met korven of fuiken. Roessinck en Ottenburg (2020) suggereren dat het zogenaamde afvangen van een rivierkreeftenbestand maatwerk is dat per locatie een aangepaste aanpak vergt. Ze benadrukken dat gericht afvissen tijdens de periode van hoogste activiteit het meest efficiënt is, als daaropvolgend een onderhoudsvisserij volgt.





Figuur 4 Plaatsing van beaasde kreeftenkorven aan de oever van de vijver van het Normandpark (Middelkerke, West-Vlaanderen).

Het gebruik van meerdere types vangtuigen is aangewezen om zoveel mogelijk grootteklassen aan kreeften te vangen. Panfluitvallen, die bestaan uit eenzijdig afgesloten en naast elkaar gelegen cilinders van verschillende diameters, zijn meer geschikt voor het vangen van kleinere kreeften, terwijl korven en fuiken voornamelijk kreeften > 7 cm vangen. Kreeftenkorven zijn cilindrische metalen kooien, met aan weerszijden conisch toelopende openingen, die de rivierkreeft toelaat de korf binnen te kruipen, maar ontsnapping vermijdt. Aalfuiken, langwerpige netten om hoepels gespannen, met per segment een trechtervormige opening, vangen dan weer actief trekkende kreeften. Aalkistjes vangen daarentegen meer wijfjes en juvenielen dan beaasde kreeftenkorven (Janssen & Kampen 2020). Het gebruik van aas kan ook tot hogere kreeftenvangst leiden dan zonder aas. Naast aas kunnen ook feromonen worden gebruikt, maar hier blijkt dat alleen de mannetjes worden aangetrokken, en in dit opzicht zijn beaasde fuiken efficiënter (Aquiloni & Gherardi 2010). Het voordeel van kreeftenkorven ten opzichte van fuiken is dat deze voor minder bijvangst zorgen. Er dient rekening mee gehouden te worden dat in gebieden waar de otter aanwezig is, dat deze niet in de fuiken terecht kunnen komen en verdrinken (Lemmers et al. 2018).

4.5.2.2 Elektrisch vissen

Elektrisch vissen is een niet-selectieve methode, waarbij elektrische stroom wordt toegediend in een gesloten waterlichaam of afgesloten delen van waterlopen om de kreeften te verdoven of te doden. Deze methode kan leiden tot een significante reductie in kreeftenpopulaties. Een van de voordelen is dat de methode werkt op alle grootteklassen van kreeften en alle levensstadia.

In een praktijkvoorbeeld werd door middel van elektrische apparatuur geïnstalleerd op de wal schokken toegediend in afgesloten secties van een ondiepe waterloop in Yorkshire in Noord Engeland. De schokken waren van hoge intensiteit (96 kW, DC, 1600V), duurden 2 minuten lang

en werden 49 maal herhaald met een tussenliggende rustperiode van 25 minuten. Zo werden de kreeften in totaal 98 minuten aan stroom blootgesteld. Dit resulteerde in 86 % mortaliteit van de Californische rivierkreeft. Wanneer de duur van de schokken verlengd werd tot 15 minuten voor een totaliteit van 308 minuten blootstelling aan stroom, steeg de mortaliteit tot 97 % (Peay et al. 2015). Individuen die overleefden hadden zich verscholen in de oever. Echter, het gevolgde protocol dient aangepast te worden aan de omstandigheden en verschilt naargelang de parameters in het veld zoals onder andere conductiviteit of watertemperatuur (Barnett et al. 2020). Gelijktroom aan een lager voltage (500V, 5A, 30 s blootstelling) had geen impact op de Californische rivierkreeft in Stadtbach (Baden) (Krieg et al. 2020). In deze laatste context leidden impulsen aan 1000 V (1 A, 100 Hz, 5 s blootstelling) of wisselstroom (40 V, 0.35 A, 50 Hz, 60 s blootstelling) wel tot een impact op de kreeften, maar niet tot mortaliteit. Een kantlijn hierbij is dat het gebruik van wisselstroom in België voor elektrovisserij verboden is. Dit suggereert dat het combineren van elektrovisserij, met afvangen (hetzij handmatig, hetzij met vallen) een meer succesvolle maatregel zijn (Krieg et al. 2020).



Figuur 5 Elektrisch afvissen van rivierkreeft, test op marmerkreeft in het Normandpark (Middelkerke, West-Vlaanderen)

De effectiviteit van de methode hangt ook af van de soort kreeft waarop ze toegepast wordt. Ondanks de combinatie van nachtelijke inspectie en handvangsten, de toepassing van vallen en elektrovisserij zijn onderzoekers er niet in geslaagd de populatie van de rode Amerikaanse rivierkreeft te reduceren in een kleine rivier (Origlio, Zwitserland) (Krieg et al. 2020). Er zijn aanwijzingen dat deze methode minder effectief is als de soort waarop ze wordt toegepast een hoge fecunditeit heeft en snel geslachtsrijp is, omdat deze eigenschappen de populatie toelaten om zich snel te herstellen, zoals bij de rode Amerikaanse rivierkreeft (Chucholl, 2011).

De methode is evenwel niet selectief en kan een grote impact hebben op niet-doelsoorten. Rivierkreeften kunnen zich verschuilen in holen, waar de methode geen reikwijdte heeft. Vaak wordt er slechts een deel van de populatie mee bereikt. Daarnaast dienen de uitvoerende personen zelf een opleiding gevolgd te hebben, omwille van veiligheidsrisico's. De methode is daarnaast ook voornamelijk geschikt voor kleinere wateren, die relatief ondiep zijn. Bij de uitvoering kan het aangewezen zijn een scherm rond de site te plaatsen opdat de rivierkreeften niet kunnen vluchten.

4.5.2.3 Inzetten van predatoren

Een ander type maatregel is het inzetten van predatoren om rivierkreeftenpopulaties onder controle te houden. Natuurlijke predatoren van rivierkreeften zijn te vinden onder de vogels (bijvoorbeeld aalscholver, fuut, ooievaar en reiger), zoogdieren (bijvoorbeeld bruine rat, vos en otter) en vissen (bijvoorbeeld Europese meerval, paling, snoek, snoekbaars, baars en zwartbekgrondel). In mindere mate kunnen macro-invertebraten prederen op de larven van rivierkreeften, zoals verschillende libellensoorten, waterwantsen, waterroofkevers (Lemmers et al. 2018, Soes 2018, Van Kleef et al. 2022). Vissen blijken de meest belovende groep en zijn het eenvoudigst inzetbaar.

In een aantal casestudies bleek het inzetten van predatoren zeer efficiënt in het reduceren van rivierkreeftpopulaties (Hein et al. 2007). Calicotrivierkreeft werd in een vijver van 11 ha in Wisconsin (VS) effectiever bestreden met forelbaars (*Micropterus salmoides*) als predator, waarbij tot 98 % van de rivierkreeftpopulatie werd gereduceerd, dan door wegvangen (Rach & Bills 1989). Ook het inzetten van paling (*Anguilla anguilla*) leidde tot een sterke afname van een populatie aan rode Amerikaanse rivierkreeften (Musseau et al. 2015). Maar ondanks een hoge predatiedruk van 348 palingen per hectare, en het feit dat de rode Amerikaanse rivierkreeft de hoofdmoot van hun dieet omvatte, konden de rivierkreeften niet worden uitgeroeid. Rivierkreeften passen hun gedrag immers aan aangezien ze de aanwezigheid van predatoren waarnemen via chemische stimuli (Blake & Hart 1993). Daardoor brengen ze meer tijd door op beschutte plaatsen en minder in de waterkolom.

Er wordt aangenomen dat roofvissen zich voornamelijk op de juveniele leeftijdsklassen richten, of op verschalende en weke dieren (Hein et al. 2007) en de adulten, of dus het reproductieve deel van de populatie, eerder ongemoeid laten. Daarom blijkt het inzetten van roofvissen als maatregel het meest efficiënt in combinatie met het uitzetten van vallen, waarbij ook de grotere individuen worden gevangen (Elvira et al. 1996, Aquiloni et al. 2010, Musseau et al. 2015, Krieg et al. 2020). Een kantlijn hierbij is dat populatiedichtheden van rivierkreeften wel weer toenemen wanneer het afvangen wordt gestopt of de densiteit aan roofvissen afneemt (Paragamian 2010). Dit laatste element dient ook in overweging genomen te worden in systemen waar roofvissen, zoals zonnebaars (*Lepomis gibbosus*), co-existeren met rivierkreeften. Een beslissing om deze niet-inheemse vissoort weg te vangen zou immers een sterke stijging van de populatiedensiteit van de rivierkreeften kunnen teweegbrengen. Desondanks is het gelijktijdig ingrijpen op zowel de adulte (door vangen) als de juveniele leeftijdsklassen (door predatie) een succesvolle en bewezen beheermaatregel, waarmee negatieve effecten teweeggebracht door kreeften kunnen worden teruggedrongen. Hieronder worden de meest veelbelovende vispredatoren voor de Vlaamse context beschreven. Daarnaast prederen zeelt *Tinca tinca* en kwabaal (*Lota lota*) ook op rivierkreeften (Jacobs et al. 2010, Paragamian 2010), en zijn deze soorten dus potentieel ook geschikt om te gebruiken als beheermaatregel.



4.5.2.3.1 Baars – *Perca fluviatilis*

Baars (*Perca fluviatilis*) komt in Vlaanderen vrij algemeen voor en is een belangrijke predator van rivierkreeften. Het zijn opportunisten en ze prederen voornamelijk op prooien die alomtegenwoordig zijn. Uit een studie van de maaginhoud van baars in een aantal Zweedse meren en rivieren bleek dat de Californische rivierkreeft het hoofdbestanddeel uitmaakte van het dieet van grotere baarzen. Deze vis predeert daarnaast op alle grootteklassen van de rivierkreeft (Nyström et al. 2006).

4.5.2.3.2 Europese meerval – *Silurus glanis*

Europese meerval (*Silurus glanis*) is een andere predator van rivierkreeften (Carol et al. 2009, Copp et al. 2009, Vagnon et al. 2022). In Vlaanderen was deze soort lange tijd afwezig, maar sinds het einde van vorige eeuw wordt die weer waargenomen. Hoogstwaarschijnlijk zijn de huidige voorkomende populaties afkomstig van illegale uitzettingen en/of van ontsnapte exemplaren van private visvijvers. Het dieet van jonge meervallen bestaat vooral uit bentische invertebraten. De Europese meerval kent een snelle groei en kan zeer groot worden (> 3 m) en predeert daarom op een breed scala aan prooien, waaronder rivierkreeften, vissen, amfibieën, maar ook watervogels, en kleine zoogdieren. De soort is nachtactief.

Europese meervallen groter dan 30 cm in de Ebrodelta consumeerden voornamelijk rode Amerikaanse rivierkreeft eerder dan vis (Carol et al. 2009). In de Donaudelta bestond 67 % van het dieet van tweejarige Europese meervallen uit rivierkreeften (Bruyenko 1971). Uit een studie van de maaginhoud van de Europese meerval in het Góreckiemeer in Polen bleek dat hun dieet uit meer dan 50 % gevlekte Amerikaanse rivierkreeft bestond, in het bijzonder tussen mei en oktober. De aanwezigheid van Europese meerval reduceerde de abundantie van de gevlekte Amerikaanse rivierkreeft (Czarnecki et al. 2003). Ook in de Rijn wordt de afname van de populatie aan rode Amerikaanse rivierkreeften deels toegekend aan de aanwezigheid van Europese meerval (Lemmers 2020). Tot slot suggereert Ferreira et al. (2019) dat rivierkreeften het hoofdbestanddeel zijn van het dieet van de Europese meerval in lentiche systemen. Ook Antognazza et al. (2022) noteerde gevlekte Amerikaanse rivierkreeft als hoofdbestanddeel van het dieet van de Europese meerval in oligotrofe meren. Een kantlijn hierbij is dat de aanwezigheid van rivierkreeftresten in de maaginhoud potentieel een overschatting kan geven van hun aandeel in het dieet, aangezien de exoskeletten moeilijker verteerbaar zijn dan bijvoorbeeld visgraten (Guillerault et al. 2017). Anderzijds bevestigde een studie in de Tarnrivier in Frankrijk via een gecombineerde analyse van maaginhoud en isotoopanalyse dat rivierkreeften, naast vis, een belangrijk onderdeel waren van het dieet van de Europese meerval, maar voornamelijk in de kleinere grootteklasse (< 60 cm) (Syväranta et al. 2010).

4.5.2.3.3 Snoek – *Esox lucius*

Snoek blijkt ook een interessante roofvis te zijn voor bestrijding van rivierkreeften. In Spanje toonde een onderzoek van het dieet van snoeken uit het Ruiderameer (Centraal-Spanje) aan, dat 70 % van de onderzochte individuen predeerden op de rode Amerikaanse rivierkreeft. Snoeken bleken echter wel een voorkeur te hebben voor rivierkreeften van 7 - 9 cm lang (Elvira et al. 1996). Een andere studie in het Eslabekken in Noord-Spanje was evenwel minder hoopgevend, en noteerde dat decapoden slechts een beperkt aandeel van het dieet van snoeken vormen op basis van maaganalyses van 4362 snoeken gevangen over 6 jaar (Dominguez & Pena 2000). De densiteiten aan rivierkreeften werden echter niet genoteerd. Neveu (2001) beschrijft dat in een mesocosmos-experiment snoeken van 16 - 46 cm het jaar rond prederen op rode Amerikaanse rivierkreeft. Ook blijkt dat de consumptie van rivierkreeften regelmatig is, zelfs wanneer er andere prooivissen aanwezig zijn. Daarnaast werd aangetoond in artificiële

vijvers dat jaarlingen van snoek prederen op juveniele kreeften, in dit geval de Californische rivierkreeft, zelfs wanneer er macrofyten aanwezig waren die als schuilplaats konden dienen. Neveu (2001) concludeert hiermee dat snoek, in een vergelijking met baars en snoekbaars, de meest performante predator is van rivierkreeften.

Bij introductie van snoek moet afgewogen worden of de locatie van introductie geschikt is voor deze soort. Snoeken zijn weinig selectief, en komen voor in zowel stilstaande als stromende habitats en zijn dus breed inzetbaar. Ze hebben wel de aanwezigheid van macrofyten (optimaal 30 – 75 % bedekking) nodig voor de voltooiing van hun levenscyclus, en ondanks het feit dat het zichtjagers zijn, zijn ze wel flexibel naar doorzicht van het water toe (Craig 2008).

4.5.2.3.4 Paling – *Anguilla anguilla*

Ook paling blijkt een goede predator te zijn van rode Amerikaanse rivierkreeft, waarbij ze actief op zoek gaan naar kreeften door het volgen van een geurspoor (Blake & Hart 1993, 1995, Aquiloni et al. 2010). Een Franse studie toonde aan dat de helft van het dieet van de palingen uit rivierkreeften bestond. Palingen geven echter de voorkeur aan kleinere individuen of kreeften die recent verveld zijn. Aquiloni et al. (2010) suggereren dat de inzet van paling als beheermaatregel het meest optimaal is wanneer dit geflankeerd wordt door afvangen. In een experimentele setting bleek de hoeveelheid rivierkreeft die een paling opeet, niet meer dan 1 individu per 4 dagen te zijn. Predatiedruk moet voldoende hoog zijn om effectief te zijn als maatregel, en de benodigde hoeveelheid paling moet nog worden getest (Aquiloni et al. 2010). Desondanks toonden Musseau et al. (2015) aan via isotopenanalyse van het palingendieet, dat rivierkreeft het hoofdbestanddeel vormde in een gesloten systeem van twee plassen van 5 à 6 ha in de Camargue in Frankrijk. De studie suggereerde dat elke grootteklasse van rivierkreeft werd geconsumeerd. In Nederland zijn er verschillende experimenten aan de gang met paling als predator van rivierkreeften in kleine en geïsoleerde wateren. De introductie is ook succesvol toegepast als beheermaatregel in twee vijvers in Zwitserland. Door de introductie van paling slaagde men er na respectievelijk drie en zes jaar in om de CPUE van de Californische rivierkreeft en de rode Amerikaanse rivierkreeft te doen afnemen met 75 %. Aanvullend werd een verminderde dispersie over land door de rode Amerikaanse rivierkreeft gerapporteerd (Krieg et al. 2020). Een experiment in een artificiële poel (1,5 ha) in Zwitserland leidde tot een reductie tot minder dan 10 % van de originele populatiegrootte van de rode Amerikaanse rivierkreeft binnen de drie jaar wanneer paling (n= 250) en snoek (n=70) werden geïntroduceerd. Analyse van de maaginhoud van snoek toonde aan dat hun aandeel in de consumptie van de rivierkreeften beperkt bleef, en de auteurs concludeerden dat het effect te wijten was aan de consumptie door palingen. Het inzetten van roofvissen blijkt het meest efficiënt bij afwezigheid van schuilplaatsen voor de rivierkreeften (Frutiger & Müller 2002).

4.5.2.4 Indammen (isoleren)

4.5.2.4.1 Barrières in stilstaand water

Rivierkreeften migreren zowel via water als land. Daarom zijn stilstaande wateren niet vrij van invasie door rivierkreeften en is bestrijding in veel gevallen heel moeilijk (Cruz & Rebelo 2007a, Ramalho & Anastácio 2015, Herrmann et al. 2018, Thomas et al. 2018). Wanneer een rivierkreeft een beperkte verspreiding heeft, is het mogelijk om ruim buiten de buitenste grens van de vindplaats barrières te plaatsen om verdere verspreiding tegen te gaan en (eventueel) alsnog in te zetten op bestrijding. Dit kan door het plaatsen van een paddenscherm (of een stevig plastic of worteldoek van 50 cm hoog en minimaal 10 cm ingegraven). In het geval een waterlichaam verbonden is met een door de soort nog niet gekoloniseerde vijver of waterloop, kan deze



doorgaans gemakkelijk ontkoppeld of tijdelijk geïsoleerd worden door middel van een barrière. Eens de populatie van de invasieve rivierkreeft ingedamd is, kunnen verdere maatregelen voor bestrijding of beheer van de soort worden genomen. In het geval dat de populatie van de invasieve soort zich echter reeds in een of meerdere nabijgelegen waterlopen bevindt is de situatie echter veel moeilijker (cfr. 4.5.2.4.2).



Figuur 6 Paddenscherm geplaatst voorafgaand de bestrijding van de marmerkreeft *Procambarus virginalis* in de vijver van het Normandpark (Middelkerke, West-Vlaanderen)

4.5.2.4.2 Barrières in stromend water

Wanneer een populatie rivierkreeften aanwezig is in een open systeem (bijvoorbeeld een waterloop of een vijver die in verbinding staat met een of meer waterlopen), is bestrijding heel moeilijk vermits de kreeften vrij kunnen komen en gaan (Cruz & Rebelo 2007a, Ramalho & Anastácio 2015, Herrmann et al. 2018, Thomas et al. 2018). Barrières zouden in beperkte mate nuttig kunnen zijn om de migratie van kreeften te voorkomen langs waterlopen wanneer een aantal factoren in acht worden genomen. De constructie van een barrière dient specifiek afgestemd te worden per project, aangezien de grootte van een waterloop, de stroomsnelheid, het type oever, de bestaande constructies en toegankelijkheid allemaal van doorslaggevend belang zijn (Krieg et al. 2021). De grootste openstaande vraag is hoe deze barrières ontworpen kunnen worden zodat vismigratie blijvend toe wordt gelaten en migratie van kreeften toch belemmert. Het toepassen van kreeftenbarrières in stromend water moet weloverwogen zijn. Men dient zich enerzijds te baseren op de mogelijke ecologische impact die rivierkreeften zouden kunnen hebben bij verdere verspreiding en anderzijds op de effecten op andere soorten zoals bijvoorbeeld op vismigratie (Krieg & Zenker 2020, Krieg et al. 2021).

Krieg et al. (2021) maken in de eerste plaats onderscheid tussen passages waar het waterregime moduleerbaar is (bijvoorbeeld vistrappen bij waterkrachtcentrales) en passages waar het waterregime een natuurlijk verloop kent. Passages die een constante watersnelheid van 0,65 m/s toelaten, en een voldoende gladde oppervlakte (RVS, aluminium platen, PVC-platen), blijken op efficiënte wijze te kunnen voorkomen dat kreeften stroomopwaarts migreren (Frings et al. 2013). Meestal is flowregime niet zo eenvoudig te regelen en volgt dit een natuurlijk verloop. Deze passages laten dus niet toe migratie van rivierkreeften tegen te gaan.

Er wordt in dergelijke omstandigheden aangeraden om bestaande structuren, zoals dammen, bruggen, ... te integreren in de opbouw van een barrière. De structuur dient op beide oevers



aanwezig te zijn om te vermijden dat de kreeften via land de barrière overbruggen. Het is aangewezen om minimaal twee opeenvolgende barrières na elkaar te bouwen om een stroomopwaarts gelegen gebied te vrijwaren. Door de densiteiten voor de barrière laag te houden, bijvoorbeeld door afvangen of door het uitzetten van roofvissen kan de kans dat de barrière overbrugd wordt, geminimaliseerd worden.

De aanwezigheid van grote keien of drijfhout kan de functionaliteit van een barrière beperken, waardoor deze minder onoverkomelijk zijn voor de rivierkreeften. Daarom wordt bij voorkeur gekozen voor het gebruik van gladde vlakke platen, in aluminium, RVS of PVC. Het is van belang dat de oppervlakte van de kreeftenbarrières glad wordt gehouden, aangezien een biofilm of mossels de kreeften kunnen helpen de barrière te overkomen. Materiaal dat niet corrodeert geniet de voorkeur, zoals RVS of glasvezelversterkte kunststof.

Om overlandse migratie van rivierkreeften te voorkomen kan rondom de barrière en langs de oever een paddenscherm worden geplaatst, eventueel met toevoeging van een vangstelsysteem. Soms wordt dwars over de volledige breedte van de stroom een structuur met een overhangende lip geplaatst, waarvan verondersteld wordt dat de rivierkreeften deze niet kunnen oversteken (Krieg et al. 2021).

4.5.2.5 Ecosysteemgericht beheer van rivierkreeften

Gezien de omvang van de reeds aanwezige rivierkreeftenpopulaties en de moeilijkheden om deze in veel gevallen te verwijderen, is het beter om de robuustheid en veerkracht van de ecosystemen te versterken. Dit is wellicht de meest veelbelovende strategie om populaties van rivierkreeften te beheersen (Lemmers et al. 2021). Ecosystemen zijn kwetsbaar voor invasieve niet-inheemse soorten, wanneer het soortenspectrum van inheemse soorten, waaronder ook predatoren, weinig divers is en als ze in lage aantallen aanwezig zijn. Ook komen niet-inheemse soorten vaker voor in systemen die verstoord zijn. Op dit ogenblik faciliteren onnatuurlijk habitat en het ontbreken van predatoren de groei van uitheemse rivierkreeftenpopulaties. Ecologisch herstel van waterlopen blijkt noodzakelijk voor het onder controle houden van de densiteiten van rivierkreeft. Daarom wordt ecosysteemherstel in combinatie met het langdurige en gericht wegvangen, naar voor geschoven als de meest veelbelovende strategie om populaties onder controle te houden (Lemmers et al. 2021).

Een essentieel element bij de uitvoering ervan is dat er bij het wegvangen gestreefd wordt naar aantallen gelegen onder de kritische densiteit, dus dichtheden waarbij de kreeften geen significante ecologische schade kunnen veroorzaken (zie 1.8). Parallel hiermee moet ervoor gezorgd worden dat ook op langere termijn de drempel van kritische densiteit niet meer overschreden wordt. Daarom dient het wegvangen te worden gecombineerd met verdere maatregelen zoals het stimuleren en uitzetten van predatoren, het verlagen van nutriënten of het stimuleren van macrofytengroei (Van Kleef et al. 2022), waarbij elk maatregel elkaar onderling beïnvloedt.

Een goed ontwikkeld macrofytenbestand draagt zo bij aan het verstrekken van geschikt habitat voor diverse predatoren. Een goed macrofytenbestand kan bekomen worden door enerzijds de plantenvegetaties actief te herstellen, bijvoorbeeld door enten, of door het aanpassen van de oevers. Het garanderen van voldoende diversiteit aan plantengemeenschappen is noodzakelijk bij een systeemgericht beheer, opdat organismen voldoende benodigd areaal hebben om te overleven, zich voort te planten of te schuilen.



5 AANBEVELINGEN VOOR BELEID

Dit document geeft een overzicht van de (potentieel) invasieve rivierkreeften in Vlaanderen, inclusief maar niet beperkt tot de unielijstsoorten. De soorten werden hierbij ingedeeld in groepen, die elke een specifiek plan van aanpak. Daarnaast wordt een overzicht gegeven van de beschikbare beheermaatregelen en methoden om de uitheemse rivierkreeften te monitoren.

Op dit ogenblik is de verspreiding van invasieve rivierkreeften in Vlaanderen slecht gekend en komen observaties voornamelijk van toevallige waarnemingen geregistreerd op citizen science dataplatforms. Echter, om een gericht beleid uit te stippelen en nieuwe populaties of nieuwe soorten efficiënt te kunnen aanpakken, is het noodzakelijk om op een meer systematische methode hun verspreiding te registreren door het uitwerken van een surveillancenetwerk, onder andere gebruik makend van eDNA. Dit zou toelaten populaties rivierkreeften gericht te detecteren en in een vroeg stadium aan te pakken.

Momenteel ontbreekt ook een beheerregeling voor invasieve rivierkreeften. Om de ecologische en economische impact van deze schadelijke invasieve exoten tegen te gaan is het van belang mogelijke maatregelen te verankeren in het beleid. Dit omvat onder andere het opzetten van sensibiliseringsacties, het uitvoeren, laten uitvoeren of opleggen van specifieke beheer- of bestrijdingsacties, en het sluiten van overeenkomsten met provinciale en lokale overheden of organisaties en verenigingen met als doel het opzetten van plaatselijke en regionale beheer- en bestrijdingsmaatregelen, maar ook het beperken of verbieden van het houden, transport en verhandelen van rivierkreeften.

Tot slot wordt benadrukt dat de meest effectieve aanpak van invasieve rivierkreeften, naast het voorkomen van introducties, een systeemgerichte benadering is. De meeste maatregelen beschreven in dit document zijn in zekere mate effectief om lokaal een geïsoleerde populatie uit te roeien of te beheren, of om verdere verspreiding naar andere waterlichamen te vermijden. Echter, de optimale aanpak om de impact van al aanwezige invasieve exoten terug te dringen is een systeemgericht benadering waarbij ingezet wordt op uitbouwen van natuurlijke en robuuste ecosystemen, met natuurlijk oevers en helder water. Deze systemen zijn immers essentieel voor het ondersteunen van voldoende grote populaties kreeftenpredatoren.



Referenties

- Ahern, D., J. England, A. Ellis. 2008. The virile crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen, 1870)(Crustacea: Decapoda: Cambaridae), identified in the UK. *Aquatic Invasions* 3:102-104.
- Albaugh, D. W. 1973. Life histories of the crayfishes *Procambarus acutus* and *Procambarus hinei* in Texas. Texas A&M University.
- Albertson, L. K., M. D. Daniels. 2018. Crayfish ecosystem engineering effects on riverbed disturbance and topography are mediated by size and behavior. *Freshwater Science* 37:836-844.
- Alderman, D., D. Holdich, I. Reeve. 1990. Signal crayfish as vectors in crayfish plague in Britain. *Aquaculture* 86:3-6.
- Anastácio, P. M., F. Banha, C. Capinha, J. Bernardo, A. Costa, A. Teixeira, S. Bruxelas. 2015. Indicators of movement and space use for two co-occurring invasive crayfish species. *Ecological Indicators* 53:171-181.
- Angeler, D., S. Sánchez-Carrillo, M. Alvarez-Cobelas, S. Cirujano, L. Medina. 2003. Exotic crayfish activity and its effects on water quality: preliminary implications for the alternative stable equilibria in Mediterranean wetlands. *Journal of Mediterranean Ecology* 4:13-22.
- Angeler, D. G., S. Sánchez-Carrillo, G. García, M. Alvarez-Cobelas. 2001. The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia* 464:89-98.
- Antognazza, C. M., T. Costantini, M. Campagnolo, S. Zaccara. 2022. One Year Monitoring of Ecological Interaction of *Silurus glanis* in a Novel Invaded Oligotrophic Deep Lake (Lake Maggiore). *Water* 14:105.
- Aquiloni, L., S. Brusconi, E. Cecchinelli, E. Tricarico, G. Mazza, A. Paglianti, F. Gherardi. 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological invasions* 12:3817-3824.
- Aquiloni, L., F. Gherardi. 2010. The use of sex pheromones for the control of invasive populations of the crayfish *Procambarus clarkii*: a field study. *Hydrobiologia* 649:249-254.
- Aquiloni, L., M. Martín, F. Gherardi, J. Diéguez-Uribeondo. 2011. The North American crayfish *Procambarus clarkii* is the carrier of the oomycete *Aphanomyces astaci* in Italy. *Biological invasions* 13:359-367.
- Arce, J. A., J. Diéguez-Uribeondo. 2015. Structural damage caused by the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in rice fields of the Iberian Peninsula: a study case. *Fundamental and Applied Limnology* 186:259-269.
- Ballantyne, L., D. Baum, C. Bean, J. Long, S. Whitaker. 2019. Successful eradication of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) using a non-specific biocide in a small isolated water body in Scotland. *Island Invasives: Scaling Up to Meet the Challenge*. IUCN, Gland:443-446.
- Basilico, L., J. Damien, J. Roussel, N. Poulet, J. Paillisson. 2013. Les invasions d'écrevisses exotiques, impacts écologiques et pistes pour la gestion. Synthèse des premières Rencontres nationales sur les écrevisses exotiques invasives 19.
- Beatty, S., D. Morgan, H. Gill. 2005. Role of life history strategy in the colonisation of Western Australian aquatic systems by the introduced crayfish *Cherax destructor* Clark, 1936. *Hydrobiologia* 549:219-237.
- Bernardo, J. M., A. M. Costa, S. Bruxelas, A. Teixeira. 2011. Dispersal and coexistence of two non-native crayfish species (*Pacifastacus leniusculus* and *Procambarus clarkii*) in NE Portugal over a 10-year period. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:28.



- Blake, M., P. Hart. 1993. The behavioural responses of juvenile signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* to stimuli from perch and eels. *Freshwater Biology* 29:89-97.
- Blake, M., P. Hart. 1995. The vulnerability of juvenile signal crayfish to perch and eel predation. *Freshwater Biology* 33:233-244.
- Boets, P., K. Lock, T. Adriaens, A. M. Goethals, P. LM. 2012. Short Notes. Distribution of crayfish (Decapoda, Astacoidea) in Flanders (Belgium): an update. *Belg. J. Zool* 142:86-92.
- Boets, P., K. Lock, R. Cammaerts, D. Plu, P. L. Goethals. 2009. Occurrence of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Belgium (Crustacea: Cambaridae). *Belgian Journal of Zoology* 139:173-175.
- Boets, P., K. Scheers, T. Adriaens. 2021. Rivierkreeften in Vlaanderen: een steeds groter probleem? *Hengelsport*:24-29.
- Bruyenko, V. 1971. Age and seasonal variation in the feeding of *Silurus glanis* in the lower reaches of the Danube. *Zoologicheskij zhurnal* 50:1214-1219.
- Buřič, M., A. Kouba, J. Machova, I. Mahovska, P. Kozak. 2013. Toxicity of the organophosphate pesticide diazinon to crayfish of differing age. *International Journal of Environmental Science and Technology* 10:607-610.
- Capinha, C., E. R. Larson, E. Tricarico, J. D. Olden, F. Gherardi. 2013. Effects of climate change, invasive species, disease on the distribution of native European crayfishes. *Conservation Biology* 27:731-740.
- Capurro, M., L. Galli, M. Mori, S. Salvidio, A. Arillo. 2015. Reproductive cycle of *Pacifastacus leniusculus* (Dana)(Crustacea: Decapoda) from the Brugneto Lake (Liguria, northwest Italy). *Italian Journal of Zoology* 82:366-377.
- Cardoso, A. C., G. Free. 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic Invasions* 3:361-366.
- Carol, J., L. Benejam, J. Benito, E. García-Berthou. 2009. Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology* 174:317-328.
- Carreira, B. M., P. Segurado, A. Laurila, R. Rebelo. 2017. Can heat waves change the trophic role of the world's most invasive crayfish? Diet shifts in *Procambarus clarkii*. *PloS one* 12:e0183108.
- Carvalho, F., C. Pascoal, F. Cássio, R. Sousa. 2016. Direct and indirect effects of an invasive omnivore crayfish on leaf litter decomposition. *Science of the Total Environment* 541:714-720.
- Chadwick, D. D., E. G. Pritchard, P. Bradley, C. D. Sayer, M. A. Chadwick, L. J. Eagle, J. C. Axmacher. 2021. A novel 'triple drawdown' method highlights deficiencies in invasive alien crayfish survey and control techniques. *Journal of Applied Ecology* 58:316-326.
- Chambers, P. A., H. J. Mark, J. M. Burke, E. E. Prepas. 1990. The impact of the crayfish *Orconectes virilis* on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 24:81-91.
- Chucholl, C. 2011. Population ecology of an alien "warm water" crayfish (*Procambarus clarkii*) in a new cold habitat. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:29.
- Chucholl, C. 2013a. Feeding ecology and ecological impact of an alien 'warm-water' omnivore in cold lakes. *Limnologica* 43:219-229.
- Chucholl, C. 2013b. Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions* 15:125-141.
- Chucholl, C., T. Daudey. 2008. First record of *Orconectes juvenilis* (Hagen, 1870) in eastern France: update to the species identity of a recently introduced orconectid crayfish (Crustacea: Astacida). *Aquatic Invasions* 3:105-107.



- Chucholl, C., M. Pfeiffer. 2010. First evidence for an established Marmorkrebs (Decapoda, Astacida, Cambaridae) population in Southwestern Germany, in syntopic occurrence with *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817). *Aquatic Invasions* 5:405-412.
- Chucholl, C., H. B. Stich, G. Maier. 2008. Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish: *Orconectes immunis* vs. *Orconectes limosus*. *Fundamental and Applied Limnology* 172:27.
- Chucholl, F., F. Fiolka, G. Segelbacher, L. S. Epp. 2021. eDNA detection of native and invasive crayfish species allows for year-round monitoring and large-scale screening of lotic systems. *Frontiers in Environmental Science* 9:23.
- Claussen, D. L., R. A. Hopper, A. M. Sanker. 2000. The effects of temperature, body size, hydration state on the terrestrial locomotion of the crayfish *Orconectes rusticus*. *Journal of Crustacean Biology* 20:218-223.
- Collas, M., C. Julien, D. Monnier. 2007. La situation des écrevisses en France résultats des enquêtes nationales réalisées entre 1977 et 2006 par le conseil supérieur de la pêche. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*:1-38.
- Copp, G. H., J. Robert Britton, J. Cucherousset, E. García-Berthou, R. Kirk, E. Peeler, S. Stakénas. 2009. Voracious invader or benign feline? A review of the environmental biology of European catfish *Silurus glanis* in its native and introduced ranges. *Fish and fisheries* 10:252-282.
- Cowart, D. A., K. G. Breedveld, M. J. Ellis, J. M. Hull, E. R. Larson. 2018. Environmental DNA (eDNA) applications for the conservation of imperiled crayfish (Decapoda: Astacidea) through monitoring of invasive species barriers and relocated populations. *Journal of Crustacean Biology* 38:257-266.
- Craig, J. 2008. A short review of pike ecology. *Hydrobiologia* 601:5-16.
- Creed Jr, R. P., J. M. Reed. 2004. Ecosystem engineering by crayfish in a headwater stream community. *Journal of the North American Benthological Society* 23:224-236.
- Cruz, M., P. Segurado, M. Sousa, R. Rebelo. 2008. Collapse of the amphibian community of the Paul do Boquilobo Natural Reserve (central Portugal) after the arrival of the exotic American crayfish *Procambarus clarkii*. *The Herpetological Journal* 18:197-204.
- Cruz, M. J., R. Rebelo. 2007a. Colonization of freshwater habitats by an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, in Southwest Iberian Peninsula. *Hydrobiologia* 575:191-201.
- Cruz, M. J., R. Rebelo. 2007b. Colonization of freshwater habitats by an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, in Southwest Iberian Peninsula. *Hydrobiologia* 575:191-201.
- Czarnecki, M., W. Andrzejewski, J. Mastyrński. 2003. The feeding selectivity of wels (*Silurus glanis* L.) in Lake Goreckie. *Fisheries & Aquatic Life* 11:141-147.
- D'hondt, B., S. Vanderhoeven, S. Roelandt, F. Mayer, V. Versteirt, T. Adriaens, E. Ducheyne, G. San Martin, J.-C. Grégoire, I. Stiers. 2015. Harmonia+ and Pandora+: risk screening tools for potentially invasive plants, animals and their pathogens. *Biological Invasions* 17:1869-1883.
- De Jong, B., L. Bovend'aerde, J. Mandemakers, R. Van de Haterd, J. Kampen, C. Cusell. 2019. Bureauonderzoek naar het effect van uitheemse rivierkreeften, andere grazers en biobouwers op de ontwikkeling van jonge verlanding met een doorkijk naar potentiële maatregelen. *Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen* 83.
- De Knijf, G., K. Scheers, L. Denys, T. Adriaens. 2020. Exotische rivierkreeften in België—Een (k) nijpend probleem? *Natuur. focus*.
- Diéguez-Uribeondo, J. 2006. The dispersion of the *Aphanomyces astaci*-carrier *Pacifastacus leniusculus* by humans represents the main cause of disappearance of the indigenous crayfish



Austropotamobius pallipes in Navarra. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture:1303-1312.

Diéguez-Urbeondo, J., K. Söderhäll. 1993. *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. Aquaculture Research 24:761-765.

Doi, H., K. Uchii, T. Takahara, S. Matsushashi, H. Yamanaka, T. Minamoto. 2015. Use of droplet digital PCR for estimation of fish abundance and biomass in environmental DNA surveys. PloS one 10:e0122763.

Dominguez, J., J. Pena. 2000. Spatio-temporal variation in the diet of northern pike (*Esox lucius*) in a colonised area (Esla Basin, NW Spain). Limnetica 19:1-20.

Dorn, N., G. Mittelbach, W. Kellogg. 1999. More than predator and prey: a review of interactions between fish and crayfish. Life & Environment:229-237.

Dorn, N. J., R. Urgelles, J. C. Trexler. 2005. Evaluating active and passive sampling methods to quantify crayfish density in a freshwater wetland. Journal of the North American Benthological Society 24:346-356.

Dorn, N. J., J. C. Volin. 2009. Resistance of crayfish (*Procambarus* spp.) populations to wetland drying depends on species and substrate. Journal of the North American Benthological Society 28:766-777.

Dorn, N. J., J. M. Wojdak. 2004. The role of omnivorous crayfish in littoral communities. Oecologia 140:150-159.

Dörr, A. J. M., M. Scalici, B. Caldaroni, G. Magara, M. Scoparo, E. Goretti, A. C. Elia. 2020. Salinity tolerance of the invasive red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). Hydrobiologia 847:2065-2081.

Edwards, B. A., D. A. Jackson, K. M. Somers. 2009. Multispecies crayfish declines in lakes: implications for species distributions and richness. Journal of the North American Benthological Society 28:719-732.

Elvira, B., G. Gnicola, A. Almodovar. 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. Journal of fish Biology 48:437-446.

Faller, M., G. L. Harvey, A. J. Henshaw, W. Bertoldi, M. C. Bruno, J. England. 2016. River bank burrowing by invasive crayfish: spatial distribution, biophysical controls and biogeomorphic significance. Science of the Total Environment 569:1190-1200.

Ferreira, M., J. Gago, F. Ribeiro. 2019. Diet of European catfish in a newly invaded region. Fishes 4:58.

Ficetola, F. G., M. E. Siesa, R. Manenti, L. Bottoni, F. De Bernardi, E. Padoa-Schioppa. 2011. Early assessment of the impact of alien species: differential consequences of an invasive crayfish on adult and larval amphibians. Diversity and Distributions 17:1141-1151.

Filipova, L., F. Grandjean, C. Chucholl, D. M. Soes, A. Petrusek. 2011. Identification of exotic North American crayfish in Europe by DNA barcoding. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems:11.

Filipová, L., D. A. Lieb, F. Grandjean, A. Petrusek. 2011. Haplotype variation in the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus*: colonization of Europe and genetic diversity of native stocks. Journal of the North American Benthological Society 30:871-881.

Filipova, L., A. Petrusek, K. Matasova, C. Delaunay, F. Grandjean. 2013. Prevalence of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in populations of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in France: evaluating the threat to native crayfish. PloS one 8:e70157.



- Halstead, N. T., D. J. Civitello, J. R. Rohr. 2015. Comparative toxicities of organophosphate and pyrethroid insecticides to aquatic macroarthropods. *Chemosphere* 135:265-271.
- Hamr, P. 2002. *Orconectes*. *Biology of freshwater crayfish*:585-608.
- Harvey, G. L., A. J. Henshaw, T. P. Moorhouse, N. J. Clifford, H. Holah, J. Grey, D. W. Macdonald. 2014. Invasive crayfish as drivers of fine sediment dynamics in rivers: field and laboratory evidence. *Earth Surface Processes and Landforms* 39:259-271.
- Harvey, G. L., T. P. Moorhouse, N. J. Clifford, A. J. Henshaw, M. F. Johnson, D. W. Macdonald, I. Reid, S. P. Rice. 2011. Evaluating the role of invasive aquatic species as drivers of fine sediment-related river management problems: the case of the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Progress in Physical Geography* 35:517-533.
- Haubrock, P. J., A. F. Inghilesi, G. Mazza, M. Bendoni, L. Solari, E. Tricarico. 2019. Burrowing activity of *Procambarus clarkii* on levees: analysing behaviour and burrow structure. *Wetlands Ecology and Management* 27:497-511.
- Hein, C. L., M. J. Vander Zanden, J. J. Magnuson. 2007. Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. *Freshwater Biology* 52:1134-1146.
- Herrmann, A., A. Schnabler, A. Martens. 2018. Phenology of overland dispersal in the invasive crayfish *Faxonius immunitis* (Hagen) at the Upper Rhine River area. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*:30.
- Hilber, T., J. Oehm, M. Effenberger, G. Maier. 2020. Evaluating the efficiency of three methods for monitoring of native crayfish in Germany. *Limnologica* 85:125821.
- Hirsch, P. E., P. Burkhardt-Holm, I. Töpfer, P. Fischer. 2016. Movement patterns and shelter choice of spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in a large lake's littoral zone. *Aquatic Invasions* 11:55-65.
- Hobbs Jr, H. 1942. *The crayfishes of Florida*: University of Florida Publications, v. 3.
- Holdich, D., J. Black. 2007. The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817)[Crustacea: Decapoda: Cambaridae], digs into the UK. *Aquatic Invasions* 2:1-15.
- Holdich, D., J. Reynolds, C. Souty-Grosset, P. Sibley. 2009. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:11.
- Holdich, D. M., R. Gydemo, W. D. Rogers. 2017. A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. *Crayfish in Europe as alien species*:245-270.
- Holdich, D. M., R. S. Lowery. 1988. *Freshwater crayfish: biology, management and exploitation*. Croom Helm Ltd.
- Horwitz, P., A. Richardson. 1986. An ecological classification of the burrows of Australian freshwater crayfish. *Marine and Freshwater Research* 37:237-242.
- Hossain, M. S., W. Guo, A. Martens, Z. Adámek, A. Kouba, M. Buřič. 2020. Potential of marbled crayfish *Procambarus virginialis* to supplant invasive *Faxonius immunitis*. *Aquatic Ecology* 54:45-56.
- Houghton, R., U. S. Allen. 2022. *Pacifastacus leniusculus* (American signal crayfish). CABI International.
- Jacobs, G. R., C. P. Madenjian, D. B. Bunnell, J. D. Holuszko. 2010. Diet of lake trout and burbot in northern Lake Michigan during spring: evidence of ecological interaction. *Journal of Great Lakes Research* 36:312-317.



- Janssen, Y., J. Kampen. 2020. Reductie van een populatie rode Amerikaanse rivierkreeften in de Distelvinkplas van de Molenpolder; deel 1: korte termijn effecten (2018 en 2019) op de kreeftenpopulatie. *Waternet*:58.
- Jaszczolt, J., A. Szaniawska. 2011. The spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) as an inhabitant of the Baltic Sea—experimental evidences for its invasion of brackish waters. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 40:52-60.
- Jones, J., C. Lawrence. 2001. Diseases of yabbies (*Cherax albidus*) in Western Australia. *Aquaculture* 194:221-232.
- Jones, J. P., J. R. Rasamy, A. Harvey, A. Toon, B. Oidtmann, M. H. Randrianarison, N. Raminosoa, O. R. Ravoahangimalala. 2009. The perfect invader: a parthenogenic crayfish poses a new threat to Madagascar's freshwater biodiversity. *Biological Invasions* 11:1475-1482.
- Karjalainen, J., T. Ruokonen, T. Marjomäki, A. Martikainen, M. Pursiainen, J. Sarvala, M. Tarvainen, A. M. Ventelä. 2015. Predation by signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on fish eggs and its consequences for coregonid recruitment. *Journal of fish Biology* 86:651-667.
- Kawai, T., M. Takahata. 2010. *Biology of crayfish*. Sapporo, Japan: Hokkaido University Press, Japan.
- Koese, B., E. Raaphorst, P. Heuts, E. Kolff. 2011. Gravende rivierkreeften: waar gaat het heen? *De Levende Natuur* 112:120-123.
- Koese, B., J. Vos. 2013. Graafactiviteiten van de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*). Overzicht van de omvang in het beheergebied van het Hoogheemraadschap van Delfland en het Hoogheemraadschap van Rijnland, 41 pp.
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, F. Rubel. 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated.
- Kouba, A., A. Petrussek, P. Kozák. 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:05.
- Kouba, A., J. Tíkal, P. Císař, L. Veselý, M. Fořt, J. Příborský, J. Patoka, M. Buřič. 2016. The significance of droughts for hyporheic dwellers: evidence from freshwater crayfish. *Scientific reports* 6:1-7.
- Kouba A, Lipták B, Kubec J, Bláha M, Veselý L, Haubrock PJ, Oficialdegui FJ, Niksirat H, Patoka J, Buřič M. Survival, growth, and reproduction: comparison of marbled crayfish with four prominent crayfish invaders. *Biology* 10(5):422.
- Krieg, R., A. King, A. Zenker. 2020. Measures to Control Invasive Crayfish Species in Switzerland: A Success Story? *Frontiers in Environmental Science* 8:609129.
- Krieg, R., A. King, A. Zenker. 2021. Barriers against invasive crayfish species in natural waters and fish passes-Practical experience. *Global Ecology and Conservation* 25:e01421.
- Krieg, R., A. Zenker. 2020. A review of the use of physical barriers to stop the spread of non-indigenous crayfish species. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 30:423-435.
- Lemmers, P., F. Collas, R. Gylstra, B. Crombaghs, G. Velde, R. Leuven. 2021. Risks and management of alien freshwater crayfish species in the Rhine-Meuse river district.
- Lemmers, P., B. Crombaghs, R. Leuven. 2018. Invasieve exotische kreeften in het beheergebied van waterschap Rivierenland. Verkenning van effecten, risico's en mogelijke aanpak. *Natuurbalans-Limes Divergens BV, Radboud Universiteit & Nederlands Expertise Centrum Exoten, Nijmegen*.
- Leuven, R.S.E.W. 1981. Zoetwaterkreeften in Limburg. *De Natuurgids* 19:80-83.
- Lemmers, P., R. Leuven. 2019. De verspreiding van rivierkreeften in Limburg en nieuwe soorten op komst.



- Lewis, S. 2002. *Pacifastacus*. Biology of freshwater crayfish:511-540.
- Lodge, D. M., A. Deines, F. Gherardi, D. C. Yeo, T. Arcella, A. K. Baldridge, M. A. Barnes, W. L. Chadderton, J. L. Feder, C. A. Gantz. 2012. Global introductions of crayfishes: evaluating the impact of species invasions on ecosystem services. *Annual Review of Ecology, Evolution, Systematics* 43:449-472.
- Lodge, D. M., C. A. Taylor, D. M. Holdich, J. Skurdal. 2000. Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries* 25:7-20.
- Manfrin, C., C. Souty-Grosset, P. M. Anastácio, J. Reynolds, P. G. Giulianini. 2019. Detection and control of invasive freshwater crayfish: from traditional to innovative methods. *Diversity* 11:5.
- Marn, N., S. Hudina, I. Haberle, A. Dobrović, T. Klanjšček. 2022. Physiological performance of native and invasive crayfish species in a changing environment: insights from Dynamic Energy Budget models. *Conservation Physiology* 10:coac031.
- Martel, A., A. Spitzen-van der Sluijs, M. Blooi, W. Bert, R. Ducatelle, M. C. Fisher, A. Woeltjes, W. Bosman, K. Chiers, F. Bossuyt. 2013. *Batrachochytrium salamandrivorans* sp. nov. causes lethal chytridiomycosis in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110:15325-15329.
- Marten, M., C. Werth, D. Marten. 2004. Der Marmorkrebs (Cambaridae, Decapoda) in Deutschland—ein weiteres Neozoon im Einzugsgebiet des Rheins. *Lauterbornia* 50:17-23.
- Martin, P., N. J. Dorn, T. Kawai, C. van der Heiden, G. Scholtz. 2010. The enigmatic Marmorkrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen, 1870). *Contributions to Zoology* 79:107-118.
- Mathers, K. L., R. P. Chadd, M. J. Dunbar, C. A. Extence, J. Reeds, S. P. Rice, P. J. Wood. 2016. The long-term effects of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on instream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment* 556:207-218.
- Matsuzaki, S.-i. S., N. Usio, N. Takamura, I. Washitani. 2009. Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. *Oecologia* 158:673-686.
- Mazza, G., M. Scalici, A. F. Inghilesi, L. Aquiloni, T. Pretto, A. Monaco, E. Tricarico. 2018. The red Alien vs. the blue Destructor: the eradication of *Cherax destructor* by *Procambarus clarkii* in Latium (Central Italy). *Diversity* 10:126.
- Mills, B., M. Geddes. 1980. Salinity tolerance and osmoregulation of the Australian freshwater crayfish *Cherax destructor* Clark (Decapoda: Parastacidae). *Marine and Freshwater Research* 31:667-676.
- Momot, W. 1996. History of the range extension of *Orconectes rusticus* into northwestern Ontario and Lake Superior. *Freshwater Crayfish* 11:61-72.
- Momot, W. T. 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Reviews in Fisheries Science* 3:33-63.
- Morse, J. W., A. Baldridge, L. Sargent. 2013. Invasive crayfish *Orconectes rusticus* (Decapoda, Cambaridae) is a more effective predator of substrate nesting fish eggs than native crayfish (*O. virilis*). *Crustaceana* 86:387-402.
- Mundahl, N. D. 1989. Seasonal and diel changes in thermal tolerance of the crayfish *Orconectes rusticus*, with evidence for behavioral thermoregulation. *Journal of the North American Benthological Society* 8:173-179.
- Musil, M., M. Buřič, T. Polícar, A. Kouba, P. Kozák. 2010. Comparison of diurnal and nocturnal activity between noble crayfish (*Astacus astacus*) and spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Freshwater Crayfish* 17:189-193.



- Musseau, C., C. Boulenger, A. J. Crivelli, I. Lebel, M. Pascal, S. Boulêtreau, F. Santoul. 2015. Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology* 60:636-645.
- Neveu, A. 2001. Les poissons carnassier locaux, peuvent-ils contenir l'expansion des écrevisses étrangères introduite? Efficacité de 3 espèces de poissons face à 2 espèces d'écrevisses dans des conditions expérimentales. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*:683-704.
- Nowicki, P., T. Tirelli, R. M. Sartor, F. Bona, D. Pessani. 2008. Monitoring crayfish using a mark-recapture method: potentials, recommendations, limitations. *Biodiversity and Conservation* 17:3513-3530.
- Nunes, A., T. Zengeya, G. Measey, O. Weyl. 2017. Freshwater crayfish invasions in South Africa: past, present and potential future. *African Journal of Aquatic Science* 42:309-323.
- Nyström, P., E. Axelsson, J. Sidenmark, C. Brönmark. 1997. Crayfish predation on amphibian eggs and larvae. *Amphibia-Reptilia* 18:217-228.
- Nyström, P., C. Brönmark, W. Granéli. 1999. Influence of an exotic and a native crayfish species on a littoral benthic community. *Oikos*:545-553.
- Nyström, P., S. John. 1996. Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology* 36:673-682.
- Nyström, P., P. Stenroth, N. Holmqvist, O. Berglund, P. Larsson, W. Graneli. 2006. Crayfish in lakes and streams: individual and population responses to predation, productivity and substratum availability. *Freshwater Biology* 51:2096-2113.
- Nyström, P., O. Svensson, B. Lardner, C. Brönmark, W. Granéli. 2001. The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology* 82:1023-1039.
- Oficialdegui, F. J., M. I. Sánchez, M. Clavero. 2020. One century away from home: how the red swamp crayfish took over the world. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 30:121-135.
- Oficialdegui, F. J., M. I. Sánchez, C. Monsalve-Carcaño, L. Boyero, J. Bosch. 2019. The invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) increases infection of the amphibian chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*). *Biological Invasions* 21:3221-3231.
- Paragamian, V. L. 2010. Increase in abundance of signal crayfish may be due to decline in predators.
- Parkyn, S. 2015. A review of current techniques for sampling freshwater crayfish. *Freshwater crayfish: A global overview*:1-679.
- Peay, S. 2004. A cost-led evaluation of survey methods and monitoring for white-clawed crayfish-Lessons from the UK. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*:335-352.
- Peay, S., A. Dunn. 2014. The behavioural response of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* to experimental dewatering of burrows and its implications for eradication treatment and management of ponds with crayfish. *Ethology Ecology & Evolution* 26:277-298.
- Peay, S., P. Hiley, P. Collen, I. Martin. 2006. Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*:1363-1379.
- Peay, S., D. Hirst. 2003. A monitoring protocol for white-clawed crayfish. *Management & conservation of crayfish*:39.
- Pflieger, W. L., B. Dryden. 1996. The crayfishes of Missouri. Missouri Department of Conservation Jefferson City, MO.
- Puky, M. 2014. Invasive crayfish on land: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817)(Decapoda: Cambaridae) crossed a terrestrial barrier to move from a side arm into the Danube River at Szeremle, Hungary. *Acta zoologica bulgarica* 7:143-146.



- Rach, J., T. Bills. 1989. Crayfish control with traps and largemouth bass. *The Progressive Fish-Culturist* 51:157-160.
- Ramvalho, R. O., P. M. Anastácio. 2015. Factors inducing overland movement of invasive crayfish (*Procambarus clarkii*) in a ricefield habitat. *Hydrobiologia* 746:135-146.
- Reynolds, J. 2011. A review of ecological interactions between crayfish and fish, indigenous and introduced. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:10.
- Reynolds, J., D. Lynn, C. O'Keeffe. 2010. Methodology for monitoring Irish lake populations of white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Freshwater Crayfish* 17:195-200.
- Reynolds, J., C. Souty-Grosset, A. Richardson. 2013. Ecological roles of crayfish in freshwater and terrestrial habitats. *Freshwater Crayfish* 19:197-218.
- Reynolds, J. D. 2010. A technical manual for monitoring white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* in Irish lakes.
- Riegel, J. 1959. The systematics and distribution of crayfishes in California. *California Fish and Game* 45:29-50.
- Rodriguez-Perez, H., H. Cayuela, S. Hilaire, A. Olivier, F. Mesleard. 2014. Is the exotic red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) a current threat for the Mediterranean tree frog (*Hyla meridionalis*) in the Camargue (Southern France)? *Hydrobiologia* 723:145-156.
- Rodríguez, C. F., E. Bécares, M. Fernández-Aláez. 2003. Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia* 506:421-426.
- Rodríguez Valido, C. A., M. F. Johnson, S. J. Dugdale, V. Cutts, H. G. Fell, E. A. Higgins, S. Tarr, C. M. Templey, A. C. Algar. 2021. Thermal sensitivity of feeding and burrowing activity of an invasive crayfish in UK waters. *Ecohydrology* 14:e2258.
- Roessink, I., R. Gylstra, P. G. Heuts, B. Specken, F. Ottburg. 2017. Impact of invasive crayfish on water quality and aquatic macrophytes in the Netherlands. *Aquatic Invasions* 12.
- Roessink, I., F. Ottburg. 2020. Afkreeften in openwatersystemen: Onderzoek naar beheersvisserij van invasieve rivierkreeften in Dordtse wateren. Wageningen Environmental Research.
- Roessink, I., F. Ottburg. 2021. Rivierkreeften: Deltafact. Stowa.
- Roessink, I., K. A. Van der Zon, S. R. De Reus, E. T. Peeters. 2022. Native European crayfish *Astacus astacus* competitive in staged confrontation with the invasive crayfish *Faxonius limosus* and *Procambarus acutus*. *PloS one* 17:e0263133.
- Ruokonen, T. J., J. Karjalainen, H. Hämäläinen. 2014. Effects of an invasive crayfish on the littoral macroinvertebrates of large boreal lakes are habitat specific. *Freshwater Biology* 59:12-25.
- Sanders, H., S. Rice, P. Wood. 2021. Signal crayfish burrowing, bank retreat and sediment supply to rivers: A biophysical sediment budget. *Earth Surface Processes and Landforms* 46:837-852.
- Sandodden, R., S. I. Johnsen. 2010. Eradication of introduced signal crayfish *Pasifastacus leniusculus* using the pharmaceutical Betamax Vet. *Aquatic Invasions* 5:75-81.
- Savino, J. F., J. E. Miller. 1991. Crayfish (*Orconectes virilis*) feeding on young lake trout (*Salvelinus namaycush*): effect of rock size. *Journal of Freshwater Ecology* 6:161-170.
- Scalici, M., S. Chiesa, F. Gherardi, M. Ruffini, G. Gibertini, F. Nonnis Marzano. 2009. The new threat to Italian inland waters from the alien crayfish "gang": the Australian *Cherax destructor* Clark, 1936. *Hydrobiologia* 632:341-345.
- Scheers, K., P. Boets, T. Abeel, T. Van den Neucker. 2020. First records of alien crayfish of the *Procambarus acutus* species complex in Belgium. *BioInvasions Records* 9:562-569.



Scheers, K., R. Brys, T. Abeel, D. Halfmaerten, S. Neyrinck, T. Adriaens. 2021. The invasive parthenogenetic marbled crayfish *Procambarus virginialis* Lyko, 2017 gets foothold in Belgium. *BioInvasions Records* 10:326-340.

Schrimpf, A., C. Chucholl, T. Schmidt, R. Schulz. 2013. Crayfish plague agent detected in populations of the invasive North American crayfish *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) in the Rhine River, Germany. *Aquatic Invasions* 8.

Seals, C., A. Eversole, J. Tomasso, B. Petrosky. 1997. Effects of Temperature on Feeding Activity of the White River Crayfish *Procambarus acutus acutus*. *Journal of the World Aquaculture Society* 28:133-141.

Seitz, R., K. Vilpoux, U. Hopp, S. Harzsch, G. Maier. 2005. Ontogeny of the Marmorcrebs (marbled crayfish): a parthenogenetic crayfish with unknown origin and phylogenetic position. *Journal of Experimental Zoology Part A: Comparative Experimental Biology* 303:393-405.

Sibley, P. 2000. Signal crayfish management in the River Wreake catchment. Page 84 in *Crayfish conference Leeds*.

Soes, D. 2018. Kennisdocument uitheemse rivierkreeften Hoogheemradschap van Rijnland. Bureau Waardenburg Rapport:18-293.

Soes, D., B. Koese. 2010. Invasive crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis.

Soes, D., R. van Eekelen. 2006. Rivierkreeften, een oprukkend probleem? *De Levende Natuur* 107:56-59.

Souty-Grosset, C., P. M. Anastacio, L. Aquiloni, F. Banha, J. Choquer, C. Chucholl, E. Tricarico. 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica* 58:78-93.

Souty-Grosset, C., P. Haffner, J. D. Reynolds, P. Y. Noel, D. M. Holdich. 2006. Atlas of crayfish in Europe. *Muséum national d'Histoire naturelle Paris*.

Statzner, B. 2012. Geomorphological implications of engineering bed sediments by lotic animals. *Geomorphology* 157:49-65.

Statzner, B., E. Fievet, J. Y. Champagne, R. Morel, E. Herouin. 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., P. Sagnes. 2008. Crayfish and fish as bioturbators of streambed sediments: assessing joint effects of species with different mechanistic abilities. *Geomorphology* 93:267-287.

Steen, F., K. Scheers, G. De Knijf. 2022b. 'Attack of the clones': het recente oprukken van de marmekreeft in Vlaanderen.

Syväranta, J., J. Cucherousset, D. Kopp, A. Crivelli, R. Céréghino, F. Santoul. 2010. Dietary breadth and trophic position of introduced European catfish *Silurus glanis* in the River Tarn (Garonne River basin), southwest France. *Aquatic biology* 8:137-144.

Thoma, R. 2015. The crayfish fauna of Canada and the United States in North America. *Freshwater crayfish: A global overview*:369-403.

Thomas, J. R., J. Fisher, J. Cable, S. W. Griffiths. 2018. Terrestrial dispersal of invasive signal crayfish during vulnerable life stages. *Behavioural processes* 157:204-207.

Thomas, J. R., S. Masefield, R. Hunt, M. J. Wood, A. G. Hart, J. Hallam, S. W. Griffiths, J. Cable. 2019. Terrestrial emigration behaviour of two invasive crayfish species. *Behavioural processes* 167:103917.

Tricarico, E. 2022. *Faxonius rusticus* (rusty crayfish). CABI International.



- Tricarico, E., L. Vilizzi, F. Gherardi, G. H. Copp. 2010. Calibration of FI-ISK, an invasiveness screening tool for nonnative freshwater invertebrates. *Risk Analysis: An International Journal* 30:285-292.
- Twardochleb, L. A., J. D. Olden, E. R. Larson. 2013. A global meta-analysis of the ecological impacts of nonnative crayfish. *Freshwater Science* 32:1367-1382.
- Usio, N., M. Konishi, S. Nakano. 2001. Species displacement between an introduced and a 'vulnerable' crayfish: the role of aggressive interactions and shelter competition. *Biological Invasions* 3:179-185.
- Vagnon, C., S. Bazin, F. Cattaneo, C. Goulon, J. Guillard, V. Frossard. 2022. The opportunistic trophic behaviour of the European catfish (*Silurus glanis*) in a recently colonised large peri-alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish* 31:650-661.
- Van Kleef, H., S. Kanters, J. Kampen, P. Lemmers, B. Koese, S. Schep, W. Rip. 2022. Uitwerking ecosysteemaanpak beheersen rivierkreeften Molenpolder.
- van Kuijk, T., J. C. Biesmeijer, B. B. van der Hoorn, P. F. Verdonschot. 2021. Functional traits explain crayfish invasive success in the Netherlands. *Scientific reports* 11:1-12.
- Vecchioni, L., F. Marrone, P. Chirco, V. Arizza, E. Tricarico, M. Arculeo. 2022. An update of the known distribution and status of *Cherax* spp. Italy (Crustacea, Parastacidae). *BiolInvasions Rec.*
- Vedia, I., R. Miranda. 2013. Review of the state of knowledge of crayfish species in the Iberian Peninsula.
- Veselý, L., V. Hrbek, P. Kozák, M. Buřič, R. Sousa, A. Kouba. 2017. Salinity tolerance of marbled crayfish *Procambarus fallax f. virginalis*. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*:21.
- Vigneron, T., M. Collas, F. Grandjean, N. Poulet. 2019. Premier signalement de *Cherax destructor* en milieu naturel en France (Bretagne).
- Webb, M., A. Richardson. 2004. A radio telemetry study of movement in the giant Tasmanian freshwater crayfish, *Astacopsis gouldi*. *Freshwater Crayfish: a journal of astacology* 14:197-204.
- Webb, P. 1979. Mechanics of escape responses in crayfish (*Orconectes virilis*). *Journal of Experimental Biology* 79:245-263.
- Weinländer, M., L. Füreder. 2016. Native and alien crayfish species: do their trophic roles differ? *Freshwater Science* 35:1340-1353.
- Welch, C. 2014. Bioturbation by the invasive rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) affects turbidity and nutrients: implications for harmful algal blooms. The Ohio State University.
- Westman, K., R. Savolainen, M. Julkunen. 2002. Replacement of the native crayfish *Astacus astacus* by the introduced species *Pacifastacus leniusculus* in a small, enclosed Finnish lake: a 30-year study. *Ecography* 25:53-73.
- Wilson, N. J., C. R. Williams. 2014. A critical review of freshwater crayfish as amphibian predators: capable consumers of toxic prey? *Toxicon* 82:9-17.
- Withnall, F. 2000. Biology of yabbies (*Cherax destructor*). *Aquaculture notes*, State of Victoria, Department of Natural Resources and Environment.
- Yamamoto, Y. 2010. Contribution of bioturbation by the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* to the recruitment of bloom-forming cyanobacteria from sediment. *Journal of Limnology* 69:102.
- Zeng, Y., D. C. Yeo. 2018. Assessing the aggregated risk of invasive crayfish and climate change to freshwater crabs: A Southeast Asian case study. *Biological Conservation* 223:58-67.



Zhang, Z., C. Capinha, N. Usio, R. Weterings, X. Liu, Y. Li, J. M. Landeria, Q. Zhou, M. Yokota. 2020. Impacts of climate change on the global potential distribution of two notorious invasive crayfishes. *Freshwater Biology* 65:353-365.



Bijlage

		Rode Amerikaanse rivierkreeft	ref	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	ref	Marmerkreeft	ref
		<i>Procambarus clarkii</i>		<i>Procambarus acutus (s.l.)</i>		<i>Procambarus virginalis</i>	
Lengte	Lengte geslachtsrijp individu (cm)	~4,5 - 12, 5	9	ca 2,5 (CL)	10	4	19
	Max. lengte (cm)	15		12	13	13	9
Maximale leeftijd (in situ) (jaar)		4		2 à 3	1	3	
Voorplanting	Paringsstijd	doorlopend met piek juni-augustus	9	doorlopend?	10	geen bevruchting nodig	17
	Eieren & larven	doorlopend met piek in augustus-oktober (10-22°C)	1	doorlopend, piek in vroege voorjaar en nazomer	10	juni - oktober, (water (<)15-26°C)	16;17
	Geslachtsrijp leeftijd (maanden)	3 à 6	1; 2; 7	6 à 12	10	ca. 3,5	23
	Eieren per legsel	~300	7	<550	10	<700	16
	Aantal legsels per jaar	1 à 2		1	11	2	16
Ecologie	Dag/nacht actief	voornamelijk nachtactief	9	voornamelijk nachtactief		voornamelijk nachtactief	17
	Voedselpreferentie	omnivoor	7	omnivoor		omnivoor	17
	Type habitat	rivieren, meren, vijvers, beken, kanalen, en temporeel overstroomde gebieden als meersen en moerassen	7	meersen, meren, kleine en middelgrote stromen	12	lentische en lotische habitats, rivieren, meren, moerassen, rijstvelden, vijvers	20, 21
	Graafgedrag	secundaire graver	4	secundaire graver	1	tertiaire graver	18
Tolerantie	Temperatuur	5°-30°	7	5° (activiteit) - >10° (groei)	14	(<)8° - (>)30°, overleeft ijs	1
	Droogval	high	8	high	8	hoog	8
	Zout water	35 ppt	3	NA		91 dagen overleving in 18 ppt	22



	Kreeftenpest	tolerant	7	tolerant	9
Dispersiesnelheid	Over land	4000m/7d ;255m/d	6; 5	++	15
	Stroomopwaarts	NA		NA	NA
	Stroomafwaarts	NA		NA	NA
Verspreiding	Natuurlijk	Noord-Amerika	7	Noord-Amerika	None
	Vlaanderen	WV, OV, AN, VB, LI		OV, AN, LI	WV, AN, VB, LI
Referenties		Soes and Koese 2010 ¹ , Holdich et al. 2009 ² , Dörr et al. 2020 ³ , Koese et al. 2011 ⁴ , Anastácio et al. 2015 ⁵ , Gherardi & Barbaresi 2000 ⁶ , Ballinger 2022 ⁷ , Kouba et al. 2016 ⁸ , Souty-Grosset et al. 2006 ⁹ , Albaugh 1973 ¹⁰ , Gherardi 2022 ¹¹ , Pflieger & Dryden 1996 ¹² , Scheers et al. 2020 ¹³ , Seals et al. 1997 ¹⁴ , van Kuijk et al. 2021 ¹⁵ , Chucholl & Pfeiffer 2010 ¹⁶ , Seitz et al. 2005 ¹⁷ , Dorn & Volin 2009 ¹⁸ , Hossain et al. 2020 ¹⁹ , Jones et al. 2009 ²⁰ , Martin et al. 2010 ²¹ , Veselý et al. 2017 ²² , Kouba et al. 2017 ²³			

Bijlage 1 Algemene eigenschappen van *Procambarus* soorten



		De gevlekte Amerikaanse rivierkreeft	ref	Roestbruine Amerikaanse rivierkreeft	ref	Calicotrivierkreeft	ref	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	ref	Kentucky rivierkreeft	ref
		<i>Faxonius limosus</i>		<i>Faxonius rusticus</i>		<i>Faxonius immunis</i>		<i>Faxonius virilis</i>		<i>Faxonius juvenilis</i>	
Lengte	Lengte	2,5-3,5	3	3,5	3	NA		2,5	18	NA	
	geslachtsrijp individu (cm)	12		10	15	9	13	13	13	10	
	Max. lengte (cm)	2 à 3 (max 4)		3 à 4	13	2		2 à 4	18	?	
	Maximale leeftijd (in situ) (jaar)										
Voorplanting	Paringstijd	najaar-vroege voorjaar	3	nazomer/vroege herfst of vroege voorjaar	3	juni-oktober		nazomer/vroege herfst	18	?	
	Eieren & larven	voorjaar		vroege voorjaar	3	winter-voorjaar		winter-lente	18	vroege voorjaar	
	Geslachtsrijp leeftijd (maanden)	15 à 16 maanden	3	6-12	3	<12		44919	18	?	
	Eieren per legsel	30-440	3	<350 (600)	15	<170		100-300; <500	18;13	?	
	Aantal legfels per jaar	1 à 2	3	1-2	3	1		1	18	1	
	Dag/nacht actief	zowel dag als nachttactief	8	voornamelijk nachttactief		voornamelijk nachttactief		voornamelijk nachttactief		voornamelijk nachttactief	
	Voedselpreferentie	omnivoor	3	omnivoor	13	omnivoor	13	omnivoor	19	omnivoor	
	Graafgedrag	tertiaire graver	10	tertiaire graver	3			tertiaire graver	20		
	Type habitat	koeler, snelstromend water, voornamelijk grote rivieren, voorkeur voor lentische, warme diepere wateren zoals meren en vijvers met ondiepe bodems en laag sediment	3	rivieren, stromen, vijvers, meren, zowel traag- als snelstromend, verkiest bodem met keien, heeft nood aan zuurstofrijk water	3			stromen, rivieren, kanalen, vijvers, meren (rotsige bodem of grind)	18		



Toleranties	Temperatuur	3 à 5 °C (reproductie)	5	5° (reproductie) - (> 30°C)	15		0° (survival), 10° -11° (optimal reproduction) - 26°	18	
	Droogval	medium	7	NA		high	medium (mijden door ingraven)	7	?
	Zout water	7 ppt (reproductie)&10ppt (overleving)	1	NA		?	low		?
	Kreeftenpest	ja		ja		tolerant	tolerant	13	13
Dispersie	Over land	paar tiental meter	9	mogelijk, maar uitzonderlijk	11	high	NA		?
	Stroomopwaarts	<2,5km/dag	6	1,5 km/jaar	3	NA	>2 km/jaar	18	~ <i>F. rusticus</i> ?
	Stroomafwaarts	1,2km/4dagen	4	3,7 km/jaar	3	NA	>2 km/jaar	18	~ <i>F. rusticus</i> ?
Verspreiding	Natuurlijk	Noord-Amerika (Maryland & Pennsylvania)	2	Noord-Amerika (Ohio, Indiana, Kentucky)	15	Noord-Amerika	Noordoost Amerika	18	Noord-Amerika
	Vlaanderen	WV, OV, AN, VB, LI		absent		absent	absent		absent
Referenties	Jaszczolt & Szaniawska, 2011 ¹ , Filipova et al. 2011 ² , Hamr, 2002 ³ , Hirsch et al. 2016 ⁴ , Holdich & Black, 2007 ⁵ , Hudina et al. 2009 ⁶ , Kouba et al. 2016 ⁷ , Musil et al. 2010 ⁸ , Puky et al. 2014 ⁹ , Thoma et al. 2015 ¹⁰ , Clausen et al. 2000 ¹¹ , Souty-Grosset et al. 2006 ¹³ , Mundahl, 1989 ¹⁴ , Tricarico et al. 2022 ¹⁵ , Ahern et al. 2008 ¹⁸ , Chambers et al. 1991 ¹⁹ , Koese et al, 2011 ²⁰								

Bijlage 2 Algemene eigenschappen van *Faxonius* spp



	Gewone yabby	ref	Californische signaalkreeft	ref	Turkse rivierkreeft	ref
	<i>Cherax destructor</i>		<i>Pacifastacus leniusculus</i>		<i>Pontastacus leptodactylus</i>	
Lengte geslachtsrijp individu	6 -10	10	4	12	5 - 6	
Max. lengte (cm) rostrum tot telson	~15	2	16	16	15 à 20 cm	8
Maximale leeftijd (in situ) (jaar)	6	8	20	14	>5 jaar	8
Reproductie						
Paringstijd	voorjaar	1	september	14	herfst-winter	
Eieren & larven	zomer-herfst?	1	oktober-mei	14	winter-voorjaar	
Geslachtsrijp leeftijd (maanden)	<12 maanden	5	24-36	12	24-36	8
Eieren per legsel	350 (gemiddelde) - 1000 (max)	1, 5	(200-) 500 (-700)	12	500ca.	8
Aantal legsels per jaar	2-3(-5)	1	1	12	1 (0.5)	
Ecologie						
Dag/nacht actief	voornamelijk nachtactief	8	voornamelijk nachtactief		voornamelijk nachtactief	8
Voedselpreferentie	omnivoor	8	omnivoor	14	omnivoor	8
Type habitat	stromen, subtropische krekken, rivieren, droogvallende plassen, moerassen, irrigatiekanalen, voornamelijk troebel water	8	meren, beken en rivieren	19	permanente kanalen, rivieren, meren met diepte, estuaria	19
Graafgedrag	tertiaire graver	7	tertiaire graver	18	tertiaire graver	21
Tolerantie						
Temperatuur	1°C (overleving) - 35°C	10	15-23°C (optimum), tolerantie tot 33°C	14		
Droogval	high	4	medium	4	medium	4
Zout water	8 ppt (geen groei) - 16 pt (lethaal)	6	populaties tot 20 ppt	17	high (2,8% voor 45 dagen)	8
Kreeftenpest	nee	3	high	13	neen	19
Dispersie						
Over land	++	9	~ rode Amerikaanse rivierkreeft?	20	low	
Stroomopwaarts	NA		1,7 km/ jaar	11	NA	
Stroomafwaarts	NA		2,5 km/ jaar - 2,8 km/jaar	8,11	NA	
Verspreiding						
Natuurlijk areaal	Zuidoost Australië	2	Noord-Amerika	14	Oost-Europa, Turkije, west-Rusland	8
Verspreidingsgebied Vlaanderen	absent		LI		WV, OV, VB, LI	



Referenties

Beatty et al. 2005¹, Gherardi et Sabapathy, 2022², Jones et Lawrence, 2001³, Kouba et al. 2016⁴, Merrick et Lambert, 1991⁵, Mills et Geddes, 1980⁶, Sanders et al. 2021⁷, Souty-Grosset et al. 2006⁸, van Kuijk et al. 2021⁹, Withnall 2000¹⁰, Bernardo et al. 2011¹¹, Capurro et al. 2015¹², Holdich et al. 2009¹³, Houghton & Sabapathy, 2022¹⁴, Oosterhout 2009¹⁵, Lewis 2002¹⁶, Riegel et al. 1959¹⁷, Sanders et al. 2021¹⁸, Soes et Koese, 2010¹⁹, Thomas et al. 2019²⁰, Koese et al. 2011²¹

Bijlage 3 Algemene eigenschappen van *Cherax destructor*, *Pacifastacus leniusculus*, *Pontastacus leptodactylus*

